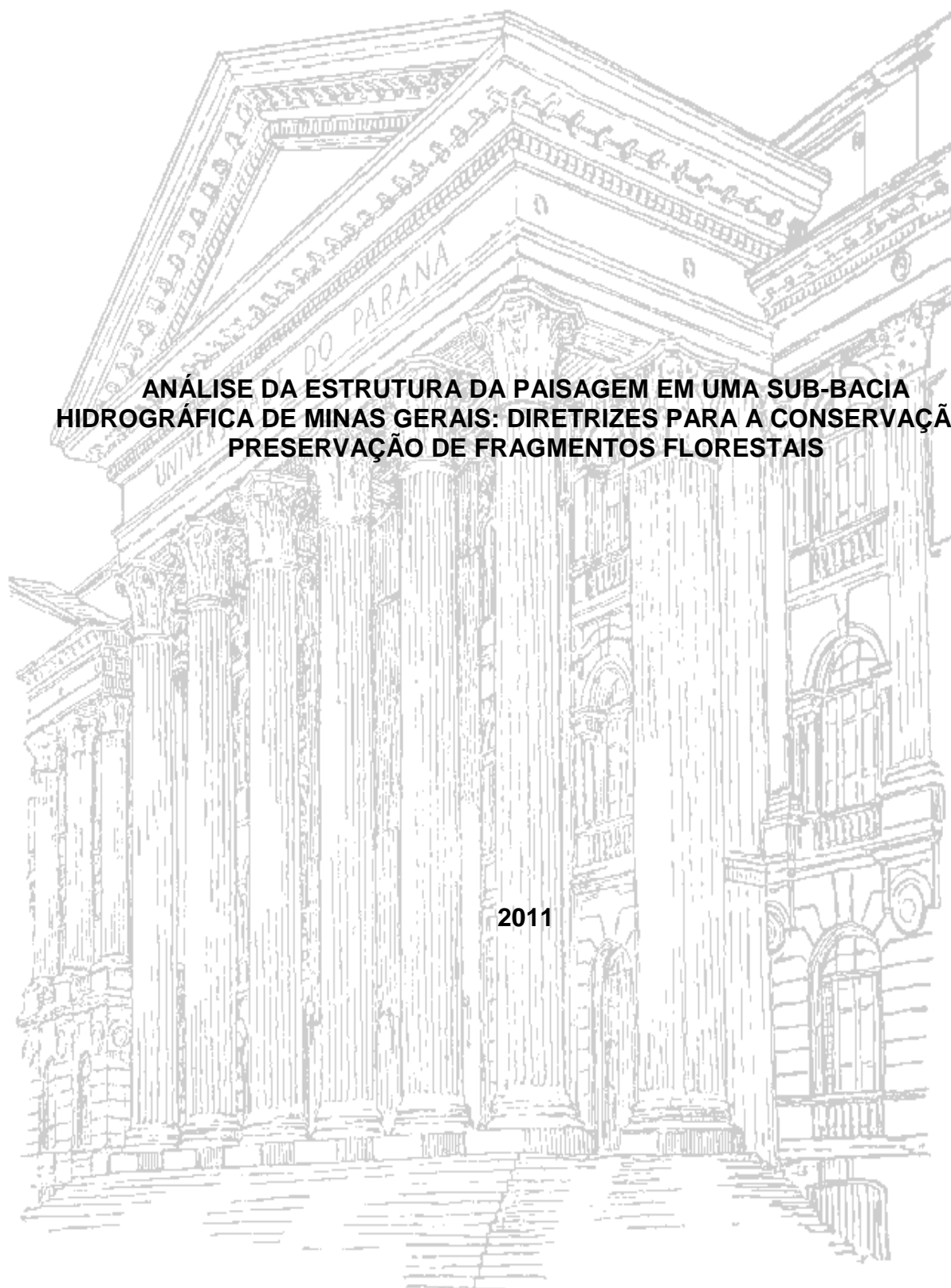


**CHRISTIANNE RIQUETTI CORSINI**

**ANÁLISE DA ESTRUTURA DA PAISAGEM EM UMA SUB-BACIA  
HIDROGRÁFICA DE MINAS GERAIS: DIRETRIZES PARA A CONSERVAÇÃO E  
PRESERVAÇÃO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS**

**2011**





**CHRISTIANNE RIQUETTI CORSINI**

**ANÁLISE DA ESTRUTURA DA PAISAGEM EM UMA SUB-BACIA  
HIDROGRÁFICA DE MINAS GERAIS: DIRETRIZES PARA A CONSERVAÇÃO DE  
FRAGMENTOS FLORESTAIS**

**Monografia de conclusão de curso  
apresentada à Universidade Federal do  
Paraná como parte das exigências do  
curso de pós-graduação latu sensu do  
curso de Economia e Meio Ambiente com  
Ênfase em Negócios Ambientais, para  
obtenção de título de especialista.**

**Orientador  
MsC. Alan de Brito**

**CURITIBA  
2011**

Ao meu marido, Mateus

Dedico

## SUMÁRIO

RESUMO.....	iv
1 INTRODUÇÃO .....	5
2. OBJETIVOS .....	7
2.1 Objetivo geral.....	7
2.2 Objetivos específicos .....	7
3. REVISÃO DE LITERATURA .....	8
3.1 Ecologia da paisagem.....	8
3.1.1 Estrutura da paisagem .....	10
3.1.2 Dinâmica da paisagem .....	14
3.1.3 Descrição quantitativa da estrutura da paisagem .....	16
4. MATERIAL E MÉTODO .....	19
4.1 Localização e caracterização da área .....	19
4.2 Imagens orbitais .....	20
4.3 Métricas da Paisagem .....	22
4.3.1 Métricas de Fragmentos.....	22
4.3.2 Métrica das Classes .....	24
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	26
5.1 Resultados para fragmentos.....	26
5.1.1 Área.....	26
5.1.2 Índice de forma (SHAPE) .....	29
5.1.3 Índice de área nuclear (CAI) .....	30
5.1.4 Análise da estrutura da paisagem .....	32
5.2 Resultados para classes.....	35
5.3 Medidas para conservação e preservação dos fragmentos florestais remanescentes da Sub bacia SF9.....	41
6. CONCLUSÕES .....	45
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	46
7. ANEXOS .....	51

## RESUMO

O presente trabalho teve por finalidade analisar a bacia hidrográfica dos Rios Pandeiros e Calindó, uma sub-bacia do Rio São Francisco (SF9), localizada em Minas Gerais, através de métricas da paisagem, com o intuito de estabelecer um perfil da estrutura da paisagem, com vistas a direcionar ações de conservação e preservação dos fragmentos florestais da sub-bacia SF9. Os objetivos específicos foram: Analisar a estrutura da paisagem através da aplicação de métricas da paisagem, analisar o grau de fragmentação das classes temáticas (fitofisionomias) da Sub-Bacia; propor medidas para conservação e preservação dos fragmentos florestais. As métricas usadas foram: áreas dos fragmentos, índice de forma e índice de área nuclear, para análise ao nível de fragmentos e para analisar as classes temáticas foram utilizados: área, número de fragmento, índice de forma médio, área do maior fragmento e percentagem de área de classe na paisagem. Os resultados mostraram que a sub-bacia SF9 encontra-se altamente fragmentada, com uma estrutura composta por 81,78% dos fragmentos com menos de 10 ha, e apenas 0,04% com mais de 10.000 ha. A análise das métricas de índice de forma e índice de área nuclear mostraram que a biodiversidade da sub-bacia SF9 está ameaçada, visto que a maioria dos fragmentos tem pouca área de núcleo, ficando vulneráveis aos impactos da área de borda. Já em relação às classes, os resultados mostraram que a fitofisionomia mais preservada é o Cerrado *sensu stricto*, ocupando uma área de 32,11% da área da paisagem e com 30,40% dos fragmentos existentes na sub-bacia analisada. Já as classes de Campo, Campo Cerrado, Floresta Estacional Decidual Montana e Floresta Estacional Decidual Sub Montana encontram-se bastante fragmentados, quando juntas ocupam apenas 23,31% da área total. As principais medidas para conservação e preservação dos fragmentos florestais remanescentes na paisagem, bem como para o aumento da biodiversidade florística na Sub-bacia SF9, são: melhorar a rede de corredores seja construindo novos ou melhorando os já existentes (aumento de sua largura e qualidade); aumentar a permeabilidade da matriz da paisagem, seja alterando as características das unidades da matriz, tornando-as menos resistentes aos fluxos seja aumentando a densidade de “stepping-stones”.

## 1. INTRODUÇÃO

Na atualidade, o intenso processo de fragmentação imposto principalmente por ações antrópicas, tem causado a redução drástica da vegetação natural. Tanto em relação ao desmatamento para obtenção de produtos florestais, quanto em função da substituição das florestas por pastagens e culturas agrícolas. Esse processo tem causado forte impacto ao meio ambiente, reduzindo a disponibilidade e qualidade de recursos naturais, alterando padrões climáticos, influenciando a qualidade de vida da população.

A transformação de extensas áreas de vegetação natural em remanescentes florestais esparsos causa perda de biodiversidade, perda da estabilidade ecológica, aumenta os riscos de extinção de espécies e tornam os ecossistemas vulneráveis a todo tipo de perturbações. Além disso, a falta de um planejamento na ocupação dessas áreas aumenta o risco de degradação provocando, não raro, desastres naturais que envolvem a população dessas regiões. Dessa forma é de fundamental importância a contenção dessa fragmentação, bem como a preservação e conservação dos remanescentes florestais.

A caracterização espacial do mosaico formado pelos fragmentos de vegetação nativa e outras formas de ocupação do solo, bem como a compreensão dos padrões ecológicos que permeiam esta paisagem, torna-se fundamental para o adequado planejamento ambiental, fornecendo subsídios para políticas públicas de ocupação territorial e de conservação dos recursos naturais de uma região.

Nesse contexto, a aplicação de conceitos de ecologia da paisagem se aplica de forma pertinente, visto que o enfoque desta ciência é o entendimento das relações espaciais entre os fragmentos florestais, bem como a mudanças estruturais que ocorrem numa paisagem em diferentes escalas temporais. Segundo TURNER (1989) essa disciplina considera o desenvolvimento e a dinâmica da heterogeneidade espacial, as interações e trocas através da paisagem, a influência dessa heterogeneidade nos processos bióticos, abióticos e ainda o manejo adequado dessa paisagem.

SOARES FILHO (1998) ressalta que o resultado da análise e modelagem da dinâmica da paisagem fornece suporte ao planejamento ambiental, sobretudo no

que se refere à previsão de diferentes impactos de fragmentação/alteração dos ecossistemas originais, a partir de tendências observadas nos modelos de ocupação territorial.

Para PÉRICO et al (2011) o planejamento ambiental através de técnicas de sensoriamento remoto, geoprocessamento, modelagem matemática e análise da paisagem, pode ser utilizado como uma importante ferramenta para a tomada de decisão na ordenação do processo de parcelamento e ocupação do solo de uma região, possibilitando a distinção de áreas potencialmente agricultáveis daquelas destinadas à preservação e à recuperação ambiental.

Por fim, pode-se concluir que a caracterização das paisagens fragmentadas e a quantificação de suas estruturas possibilitam contextualizar a distribuição espacial de seus elementos e determinar as alterações resultantes desse processo que, por sua vez, permitem o melhor direcionamento das ações de conservação e preservação dos recursos florestais.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Aplicar técnicas de análise da paisagem da Bacia dos Rios Pandeiros e Calindó, uma sub-bacia do Rio São Francisco, localizada em Minas Gerais, a fim de propiciar diretrizes ao planejamento ambiental, com vistas à preservação e conservação de fragmentos de vegetação remanescentes.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Analisar a estrutura da paisagem através da aplicação de métricas da paisagem;
- Analisar o grau de fragmentação das classes temáticas (fitofisionomias) da Sub-Bacia;
- Propor medidas de conservação e preservação dos fragmentos florestais.



### 3. REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 Ecologia da paisagem

Segundo BERTRAND (1968) a paisagem pode ser entendida como uma porção do espaço que resulta da combinação dos elementos físicos, biológicos e antrópicos, os quais interagindo dialeticamente uns sobre os outros formam um conjunto único e indissociável em perpétua evolução.

METZGER (2001) define a paisagem como um conjunto de unidades naturais alteradas ou substituídas por ação humana, que compõe um intricado, heterogêneo e interativo mosaico. De acordo com este autor, a primeira pessoa a introduzir o termo “paisagem” no âmbito científico foi um geo-botânico, Alexander von Humboldt, no início do século XIX, no sentido de “característica total de uma região terrestre”.

Em 1939, o termo “ecologia da paisagem” foi empregado pela primeira vez pelo biogeógrafo alemão Carl Troll, sendo o ponto de partida para esta ciência a observação das inter-relações da biota (incluindo o homem) com o seu ambiente, formando um todo.

Já em 1971, a abordagem de ecologia da paisagem empregada por Carl Troll teve forte influência da geografia humana, da fitossociologia e da biogeografia, e de disciplinas da geografia e da arquitetura relacionadas com o planejamento regional. Para ZONNEVELD (1990), a ecologia da paisagem de TROLL (1971) foi uma tentativa de casamento entre a geografia (paisagem) e a biologia (ecologia).

Dessa forma, a temática envolvida nos primórdios dessa ciência é menos centrada nos estudos bio-ecológicos e pode ser definida como uma disciplina holística, integradora de ciências sociais (sociologia, geografia humana), geo-físicas (geografia física, geologia, geomorfologia) e biológicas (ecologia, fitossociologia, biogeografia) visando o planejamento da ocupação territorial e a compreensão global da paisagem (essencialmente “cultural”). É o que METZGER (2001) chama de “abordagem geográfica”, onde o foco é o estudo das inter-relações do homem com seu espaço e com as soluções práticas de problemas ambientais (NAVEH e LIEBERMAN, 1994).

Ao reconhecer e incluir a dimensão humana no estudo de ecologia e manejo de paisagens, os cientistas naturais começaram a incorporar, de maneira crescente, conceitos e métodos originários das ciências sociais. O conceito de paisagem como elemento da memória e, portanto, da cultura de diferentes sociedades, é fundamental ao entendimento da dimensão humana das paisagens (SCHAMA, 1996).

Na década de 1980, houve um ressurgimento do conceito de ecologia da paisagem, abordando de forma mais enfática a temática ambiental, influenciada pela ecologia de ecossistemas, pela modelagem e análise espacial. Para METZGER (2001) essa abordagem “ecológica”, foi influenciada por biogeógrafos e ecólogos americanos que procuravam adaptar a teoria da biogeografia de ilhas para o planejamento de reservas naturais em ambientes continentais, influenciada pela ecologia de ecossistemas, modelagem e análise espacial. Seu desenvolvimento se beneficiou muito com o advento das imagens de satélite e das facilidades de tratamento de imagens e análises geo-estatísticas propiciadas pela popularização dos computadores pessoais.

Para RAVAN e ROY (1995) enquanto a ecologia tradicional abrange o estudo das inter-relações verticais entre plantas, animais, ar, água e solo dentro de uma unidade espacial homogênea, a ecologia de paisagem, por sua vez, traz um novo enfoque, centrando-se nas inter-relações horizontais entre as diversas unidades espaciais.

No entender de SOARES FILHO (1998) a ecologia da paisagem combina a abordagem horizontal de um geógrafo com a abordagem vertical de um ecologista e, assim, se desenvolveu na interface comum entre as duas ciências, cujo tema central é a paisagem.

De acordo com FORMAN e GODRON (1986) a ecologia da paisagem pode ser definida como o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas compostas por ecossistemas interativos.

Um dos aspectos mais importantes que se deve considerar no estudo da ecologia da paisagem é a escala espaço-temporal a ser empregada. Na perspectiva “geográfica” da ecologia da paisagem predomina a análise de amplas áreas espaciais, priorizando questões em macro-escalas, tanto espaciais quanto temporais. Já na abordagem “ecológica”, contrariamente à primeira, dá maior ênfase

às paisagens naturais ou unidades naturais da paisagem, à aplicação de conceitos de ecologia da paisagem para conservação da biológica e ao manejo de recursos naturais, e não enfatiza obrigatoriamente macro-escalas (METZGER, 2001).

De acordo com escala admitida a paisagem pode ter ser entendida como: (1) uma área heterogênea composta por um conjunto interativo de ecossistemas (FORMAN e GORDON, 1986); (2) um mosaico de relevos, tipos de vegetação e formas de ocupação (URBAN et al, 1986); (3) uma área espacialmente heterogênea (TURNER, 1989).

Dessa forma, uma paisagem pode variar de tamanho, englobando desde grandes regiões, extensões com apenas alguns quilômetros de diâmetro e até porções centimétricas, considerando que o conceito de padrão espacial de manchas leva em conta o ponto de vista do organismo que observa (McGARIGAL e MARKS, 1995). Ou seja, para diferentes níveis de escala, podem ser observados diferentes mosaicos ecológicos.

METZGER (2001) diz que o ponto central na análise em ecologia da paisagem é o reconhecimento da existência de uma dependência espacial entre unidades da paisagem: o funcionamento de uma entidade depende das interações que ela mantém com entidades vizinhas. O autor conclui que a ecologia da paisagem seria uma forma de associação de uma análise espacial da geografia com um estudo funcional da ecologia, portanto, o tema central seria o efeito da estrutura da paisagem (padrão espacial) nos processos ecológicos.

Em contraste com muitos ramos da ecologia, fatores antropogênicos são explicitamente incluídos no reconhecimento do potencial do homem em influenciar a estrutura e função da paisagem. Portanto, o estudo da ecologia da paisagem não se concentra apenas nas dimensões biológicas e físicas de um ambiente, mas também nos aspectos históricos culturais, sócio-econômicos da ecologia humana, que se encontram conectados aos diferentes usos do solo (SOARES FILHO, 1998).

### **3.1.1 Estrutura da paisagem**

Para TURNER e GARDNER (1990), a paisagem pode ser simplesmente considerada como uma área espacialmente heterogênea, contudo três de suas características devem ser consideradas: sua estrutura, sua função e suas

alterações. Essas características são definidas por FORMAN e GODRON (1986) como:

- (1) estrutura: relação espacial entre diferentes ecossistemas ou elementos presentes na paisagem, ou seja, é a distribuição da energia, dos materiais e espécies em relação ao tamanho, forma, número, tipo e configuração dos ecossistemas;
- (2) função: refere-se à interação entre os elementos espaciais, que são o fluxo de energia, materiais e organismos dos ecossistemas componentes; e
- (3) alterações: mudanças na estrutura e função do mosaico ecológico, ao longo do tempo.

O conhecimento dos elementos de uma paisagem é essencial para a caracterização de sua estrutura e para a identificação de seus padrões (VALENTE, 2001).

As paisagens, de acordo com FORMAN e GODRON (1986), possuem uma estrutura comum fundamental, composta pelos elementos: fragmento, matriz e corredor. A matriz pode ser definida como o elemento presente na paisagem mais extensivo e conectado, que exerce o papel dominante no funcionamento desta. Já um fragmento pode ser considerado uma área não linear diferindo em aparência de seu entorno e variando em tamanho, forma, heterogeneidade e limites.

Na área florestal, o enfoque tem sido dado ao processo de fragmentação. SAUNDERS et al. (1991) enfatizaram que, a redução na fragmentação das paisagens deve ser uma prioridade, visto que esse processo é uma ameaça à estabilidade da estrutura das paisagens, ou seja, à biodiversidade.

Os fragmentos (ou manchas) são superfícies não lineares, que estão inseridas na matriz e diferem em aparência do seu entorno, varia em tamanho, forma, tipo de heterogeneidade e limites. As manchas em uma paisagem representam ecossistemas compostos por comunidades de plantas e animais, contudo, algumas manchas podem não conter vida nenhuma ou apenas na forma de micro-organismos, como no caso de serem formadas pela presença proeminente de rocha, solo, pavimentos ou edificações (FORMAN e GORDON, 1986).

Segundo esses mesmos autores, quatro categorias de manchas podem ser reconhecidas em uma paisagem baseadas nas suas origens ou mecanismos causais, a saber: manchas de perturbação, manchas remanescentes, manchas de

distribuição de recursos ambientais e as causadas pela alteração antrópica, como no caso das manchas agrícolas ou formadas por habitações.

FARINA (1998) expõe que a estrutura da paisagem é considerada primariamente como uma série de fragmentos, circundados por uma matriz com composição diferente. Os fragmentos podem ser naturais de uma paisagem ou terem surgido como resultado de ações antrópicas.

PÉRICO et al (2011) dizem que esses fragmentos possuem suas margens expostas a intensidades de fatores abióticos como, por exemplo, umidade, aumento da luminosidade, da temperatura e do vento, sendo que algumas destas condições alteradas podem ser fatais a algumas espécies ou favorecer a implantação de outras, principalmente oportunistas, que não ocupavam aquela área e assim acabam competindo com as espécies originais por fatores ambientais, esse é o chamado efeito de borda.

De acordo com MALCON (1994) as mudanças microclimáticas provocadas pela formação da borda provavelmente são os fatores causadores que explicam alterações observadas na estrutura da floresta, na mortalidade de árvores, nas comunidades vegetais.

De acordo com CULLEN (1997), no entorno destes fragmentos, alguns processos podem diminuir gradualmente a biodiversidade local, tais como, a caça ilegal, a destruição das bordas pela ação do fogo, colonizações, ressecamento pelo vento, invasão de gado doméstico, propagação de ervas daninhas agressivas e pesticidas. Em longo prazo, estes processos serão responsáveis pela modificação da estrutura da floresta, afetando negativamente os processos ecológicos e causando a perda de algumas espécies da flora e fauna.

Quanto à matriz, representa o tipo de elemento com maior conectividade e que ocupa a maior extensão na paisagem e que, por esse motivo, tem maior influência no funcionamento dos outros ecossistemas (McGARIGAL e MARKS, 1995).

Como numa visão de fragmentos embebidos numa massa, a matriz pode ser definida como seu elemento mais extensivo e conectado e que possui papel predominante no funcionamento da paisagem (FORMAN e GODRON, 1986).

A matriz pode ser definida como o elemento presente na paisagem mais extensivo e conectado, que exerce o papel dominante no funcionamento desta. Já

um fragmento pode ser considerado uma área não linear diferindo em aparência de seu entorno e variando em tamanho, forma, heterogeneidade e limites (FORMAN & GODRON, 1986). Segundo estes autores, a distinção entre manchas e matriz de uma paisagem consiste num grande desafio do estudo da ecologia da paisagem. Se nenhum elemento for predominante na paisagem, o maior grau de conectividade indicará qual elemento corresponde à matriz. Ainda se, nenhum desses critérios for satisfeito, o papel dominante na dinâmica da paisagem determinará a matriz.

Portanto, a matriz representa o elemento de maior conectividade e que ocupa maior extensão da paisagem e que, por este motivo, tem maior influência na dinâmica dos ecossistemas e nos processos ecológicos (McGARIGAL et al., 2002).

A conectividade é geralmente definida como a capacidade de uma paisagem de facilitar os fluxos de organismos, sementes e grãos de pólen (URBAN e SHUGART, 1986). Esta definição apresenta um duplo aspecto, estrutural e funcional (WIENS et al. 1997). O aspecto estrutural (ou espacial) refere-se à fisionomia da paisagem em termos de: i) complexidade do arranjo espacial dos fragmentos de habitat (considerando, por exemplo, a distribuição de tamanho dos fragmentos ou o isolamento de fragmentos de um mesmo tipo); ii) densidade e complexidade dos corredores de habitat (que depende, entre outros, da frequência e do tipo de interseções na rede de corredores ou do tamanho da malha formada por esta rede); e iii) permeabilidade da matriz. (MERRIAM 1984, 1991, TAYLOR et al. 1993).

REMPEL (2009) exemplifica que em uma paisagem dominada por pastagens, com fragmentos de diferentes tipos (vegetação florestal, culturas, etc) o elemento matriz será a pastagem. Os corredores, por sua vez, são estreitas faixas, naturais ou antrópicas, que diferem da matriz em ambos os lados. A grande maioria das paisagens são, ao mesmo tempo, divididas e unidas por corredores (FARINA, 1998). Segundo HARIS (1984), os corredores, que são os grandes responsáveis pela conexão de fragmentos florestais naturais, aumentam a riqueza de espécies arbóreas.

Para METZGER et al. (1999) a conservação de corredores de floresta nativa é primordial para amenizar os impactos da fragmentação, uma vez que contribuem para o fluxo gênico de espécies vegetais e também servem de refúgio para a fauna. O autor ainda ressalta que, a estrutura externa dos corredores,

definida por sua largura e complexidade na distribuição espacial, é que irá determinar os deslocamentos na paisagem.

Os corredores variam em extensão e função. Os corredores em linha são resultado da atividade antrópica, geralmente são estreitos e tem como função a movimentação de espécies de borda. Os corredores em faixas têm como função a movimentação de espécies de interior de um fragmento e, na maioria dos casos, são grandes o bastante para apresentarem um efeito de borda e um microambiente em seu interior (FORMAN e GORDON, 1986).

A importância do conceito de estrutura advém também do reconhecimento que um arranjo espacial da paisagem, em um instante no tempo, pode revelar não só os processos que estão ocorrendo, mas também refletir os processos que determinaram o seu desenvolvimento. Por assim dizer, os componentes da paisagem interagem, resultando em padrões, que são reflexos de mecanismos causais e, em menor proporção, de componentes aleatórios. Por sua vez, essa organização espacial resultante influencia diversos processos, quer sejam eles físicos, ecológicos ou físico-ecológicos (SOARES FILHO, 1998).

### **3.1.2 Dinâmica da paisagem**

FORMAN e GODRON (1986) assumiram uma escala de modificação da paisagem que vai de um extremo de nenhum impacto (paisagem natural) ao outro extremo em que ocorre o grau máximo de artificialização (paisagem urbana). Nessa hierarquia ocorre um gradiente de quatro tipos ao longo dos quais as características das manchas, corredores e matriz vão se modificando, são elas: paisagem natural, paisagens “geridas”, paisagens cultivadas e paisagens urbanas.

Na paisagem natural o impacto das atividades humanas é pouco significativo, a matriz se mostra muito conectada, com relativa baixa densidade de manchas naturais e corredores, grão geralmente grosseiro onde em muitos casos as fronteiras entre os elementos da paisagem são pouco definidas.

As paisagens “geridas” apresentam matriz extensa, embora seja dominada por uma ou algumas espécies que são geridas para produção, sendo afetada pela ação humana, sobretudo através da extração e aumento ou redução da frequência de fogos. Existem corredores lineares associados à comunicação e colheitas que

cortam marcadamente a conectividade da matriz. A densidade das manchas aumenta, aparecem mais manchas de perturbação, enquanto a dimensão média das manchas e a variabilidade dessa dimensão diminuem. A diversidade de espécies pode aumentar ou diminuir em função das espécies introduzidas, mas o fator mais importante é a relativa homogeneização da matriz.

Paisagens cultivadas são manchas introduzidas que concorrem para diminuir a conectividade da matriz, a dimensão média das manchas, aumentando a regularidade das formas e a densidade das manchas. Consequentemente, o número de corredores aumenta e a diversidade de espécies decai consideravelmente, as manchas naturais remanescentes, muito espalhadas, são pouco ricas em espécie como resultado das perturbações repetidas e isolamento crescente.

Nas paisagens urbanas, a própria cidade apresenta uma organização espacial funcional, estruturada. Existem poucos animais e plantas, sendo o sistema biológico voltado para as necessidades humanas. A cidade é basicamente uma paisagem de redes, ruas, manchas de dimensões mínimas com características funcionais.

De acordo com NOSS (1983), os diversos estágios de destruição e de regeneração das manchas determinam o aparecimento de vários estágios de desenvolvimento que são mantidos simultaneamente em uma escala regional. O equilíbrio entre as forças de perturbação e de regeneração pode levar a uma frágil estabilidade do sistema. Dessa forma, a estabilidade de uma paisagem refere-se então à sua resistência aos distúrbios e a capacidade de recuperação, sendo que cada elemento da paisagem tem seu grau de estabilidade.

Distúrbios moderados normalmente estabelecem mais manchas na paisagem, no entanto, distúrbios severos podem eliminar a presença de manchas, resultando numa paisagem, mas homogênea, muito embora devastada (FORMAN e GODRON, 1986).

Para METZGER e DÉCAMPS (1997), uma paisagem fragmentada, em função de sua configuração espacial, pode manter diversas populações de forma sustentável. Porém, a partir de certo grau de fragmentação, ou para uma determinada configuração espacial dos fragmentos, os efeitos da fragmentação tornam-se muito intensos e a restauração é então necessária para manter a diversidade biológica. Para uma determinada espécie, considera-se que este



patamar é atingido quando a distância média entre os fragmentos torna-se maior do que a distância que a espécie é capaz de atravessar fora do seu habitat. De uma forma mais geral, considerando a comunidade como um todo, o limiar máximo de fragmentação pode ser definido quando a conectividade não compensa mais os efeitos da fragmentação.

Muitas vezes o ambiente está degradado de tal forma que o custo da restauração é tão oneroso e de difícil sustentação que as pessoas teriam de aprender a viver dentro dos novos limites ecológicos criados por essa degradação.

REMPEL (2009) ressalta que a caracterização da estrutura da paisagem visa a desvendar as origens ou mecanismos causais das texturas ou padrões, para com isso desenvolver modelos de paisagens que permitam verificar os hotspots (pontos prioritários para conservação) de forma a evitar os firepoints (pontos intensamente degradados ou de não-retorno).

### **3.1.3 Descrição quantitativa da estrutura da paisagem**

Uma vez que, em ecologia da paisagem o objetivo principal é medir a estrutura e dessa forma analisar a complexidade do arranjo, os índices da paisagem (métricas da paisagem) baseiam-se na análise da distribuição, forma e arranjo espacial dos fragmentos.

As métricas da paisagem se propõem a entender a espacialização dos fragmentos, seus graus de conectividade e a aplicação destes princípios na formulação e na solução de problemas (VOLOTÃO, 1998; METZGER (2001). Dessa forma, os índices (ou métricas) capturam aspectos do padrão da paisagem que são necessários para correlacionar o padrão espacial da paisagem com atributos ambientais importantes e testar hipóteses que relacionam o padrão da paisagem com processos ecológicos e antrópicos (GRIFFITH et al., 2000).

A variedade de índices existentes em ecologia da paisagem levou autores como McGARIGAL e MARKS (1995) a agruparem esses índices nas seguintes categorias: índices de área; índices de densidade, tamanho e variabilidade métrica dos fragmentos; índices de forma; índices de borda; índices de área nuclear; índices métricos de vizinho mais próximo; índices de diversidade; e índices métricos de contágio e espalhamento.

Os índices de área quantificam a composição das paisagens. Como índices de área tem-se: área de cada fragmento; índice de similaridade da paisagem; área da classe; porcentagem da paisagem; e índice do maior fragmento (TURNER et. al.,1989).

Os índices de densidade, tamanho e variabilidade métrica são medidas da configuração da paisagem. Como exemplos desses índices têm-se: o número de fragmentos; o tamanho médio dos fragmentos nas suas respectivas classes; o desvio padrão e o coeficiente de variação do tamanho (McGARIGAL e MARKS,1995) .

Os índices de borda usualmente são considerados como representantes da configuração da paisagem, porém nem sempre sua distribuição espacial é explícita. São considerados índices de borda: o perímetro; o índice de contraste de borda; o total de borda de uma classe e a densidade de borda, entre outros (McGARIGAL e MARKS, 1995).

Quanto aos índices de forma, são responsáveis pela configuração da paisagem. McGARIGAL e MARKS (1995) citam que, a quantificação dessa variável é extremamente complicada, sendo necessário adotar-se uma paisagem padrão, para efeito de comparação.

Os índices de área nuclear refletem tanto a composição quanto a configuração de uma paisagem e, na maioria dos casos, dependem de outros índices (densidade, número de fragmentos, índices de borda e de forma) para serem mais bem interpretados (McGARIGAL e MARKS,1995). Os autores citam os seguintes índices de área nuclear: área nuclear dos fragmentos; número de áreas nucleares; porcentagem de área nuclear da paisagem, entre outros.

Os índices de proximidade são calculados com base na distância euclidiana entre fragmentos de mesma classe, tendo por base as suas bordas. São medidas da configuração da paisagem e são representados pelo índice de distância do vizinho mais próximo, pelo índice de proximidade entre fragmentos e por seus derivados (FORMAN e GODRON, 1986).

Os índices de diversidade são importantes para quantificar a composição de uma paisagem, sendo os mais usados e conhecidos os índices de Shannon e de Simpson. O índice de Shannon é baseado no componente riqueza, enquanto o de Simpson no componente regularidade.

Os índices de contágio e espalhamento permitem quantificar a paisagem quanto a sua configuração. A partir do índice de contágio é possível ter-se a extensão na qual os fragmentos estão agregados ou dispersos em uma paisagem e, com base no índice de espalhamento, quantificar a distribuição espacial de um tipo de fragmento na paisagem.

Para o melhor entendimento da composição e configuração de uma paisagem é necessário, contudo, em muitos casos, a caracterização e interação de seus atributos físicos (relevo, solos, geologia etc), o que é facilitado quando se dispõe de um SIG (FARINA, 1998).

Esses programas caracterizam a fragmentação de uma paisagem, fornecendo valores quantitativos de extensão de área e de distribuição espacial dos diferentes tipos de fragmentos que compõem uma paisagem (HESSBRURG et al., 2000). Para isso, necessitam do mapa digital de uso e cobertura do solo ou do mapa com uma de suas classes, isto dependendo do processo que está sendo avaliado e de uma série de argumentos fornecidos pelo usuário (McARICAL e MARKS, 1995).

Para a ecologia da paisagem, os SIG's são uma ferramenta fundamental, especialmente quando permitem a manipulação de modelos e dados reais e a transferência de informações implícitas para análises explícitas (FARINA, 1998), como é o caso da caracterização quantitativa da estrutura de uma paisagem a partir de seu mapa de uso e cobertura do solo.

Dentre os recursos computacionais que auxiliam atualmente a análise da paisagem, destaca-se o software Fragstats (McGarigal e Marks, 1995), o qual descreve a estrutura da paisagem com base em métricas relacionadas às classes de uso da terra e às manchas, geralmente representadas por fragmentos de áreas naturais (VOLOTÃO, 1998).

Esse programa foi desenvolvido por Kevin Mc Garigal e Barbara J. Marks, na Universidade do Estado de Oregon, conta com mais de 50 índices e, na atualidade, é de domínio público (McGARICAL e MARKS, 1995).

Segundo VOLOTÃO, 1998, o Fragstats pode ser definido como um conjunto de ferramentas auxiliares da análise espacial da paisagem, através de índices que se dividem em três níveis: fragmentos, classes e paisagem.

## **4. MATERIAL E MÉTODO**

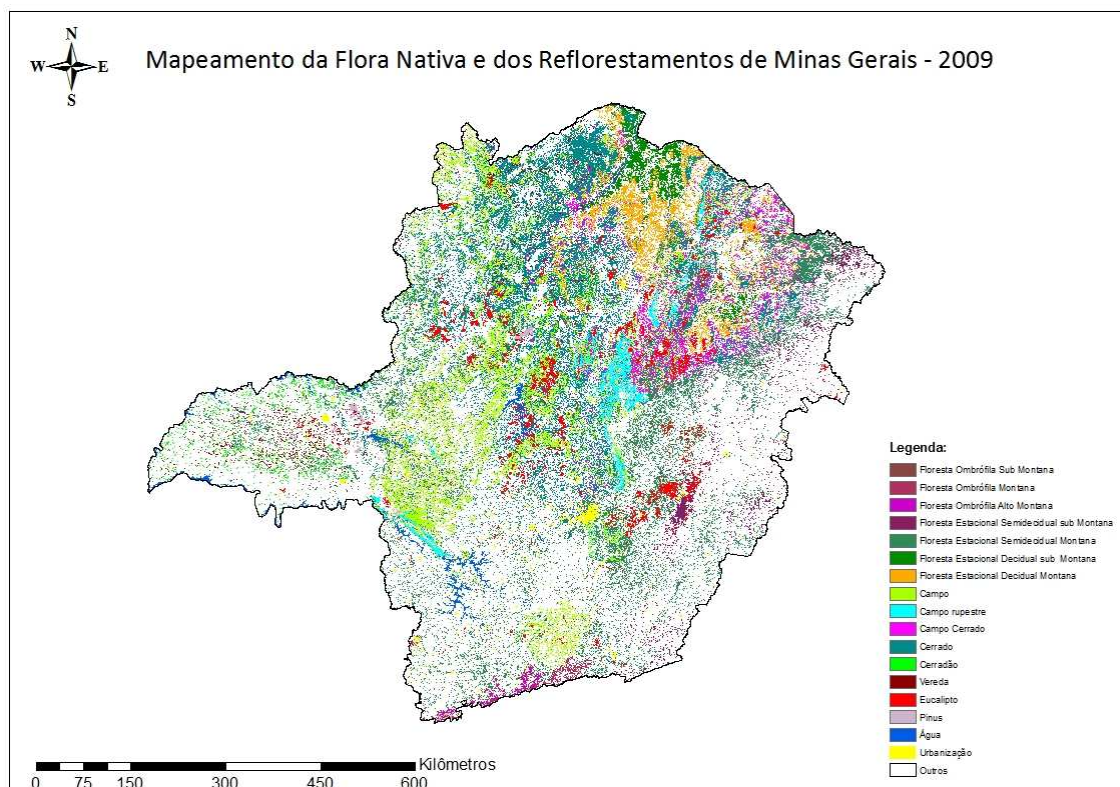
### **4.1 Localização e caracterização da área**

O trabalho será realizado na Bacia Hidrográfica dos Rios Pandeiros e Calindó (SF9), uma Sub-bacia do Rio São Francisco. Esta sub-bacia está inserida na mesorregião Norte de Minas, onde estão municípios como o de Januária. Abrangendo um total de 17 sedes municipais e apresentando uma área de drenagem de 31.258 km<sup>2</sup>, a bacia possui uma população estimada de 260.437 habitantes. O clima na bacia é considerado semi-árido, havendo um período seco anual superior a seis meses. A disponibilidade hídrica na bacia situa-se entre 2 e 10 litros por segundo por quilômetro quadrado, com exceção das nascentes, onde se situa entre 10 e 20 litros por segundo por quilômetro quadrado. O Índice de Qualidade das Águas na bacia apresentou-se predominantemente no nível Médio em 2005, com exceção do rio Pardo monitorado a montante da sua confluência com o rio São Francisco, que apresentou IQA Ruim. O Comitê de Bacia Hidrográfica dos Rios Pandeiros e Calindó encontra-se em processo de formação (<http://www.igam.mg.gov.br/unidades-de-planejamento>).

A Figura 1 mostra o mapeamento da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais feito em 2009 pelo Laboratório de Estudos e Pesquisas em Manejo Florestal (LEMAF) do Departamento de Ciências Florestais (DCF) da Universidade Federal de Lavras (UFLA). O mapa mostra todas as fitofisionomias existentes no Estado.

A Figura 2 mostra a localização da Bacia hidrográfica dos Rios Calindó e Pandeiros, que será chamada de SF9, que é o objeto do estudo.

**FIGURA 1.** MAPEAMENTO DA FLORA E DOS REFLORESTAMENTOS DO ESTADO DE MINAS GERAIS, MOSTRANDO TODAS AS FITOFISIONOMIAS EXISTENTES EM TODO ESTADO.



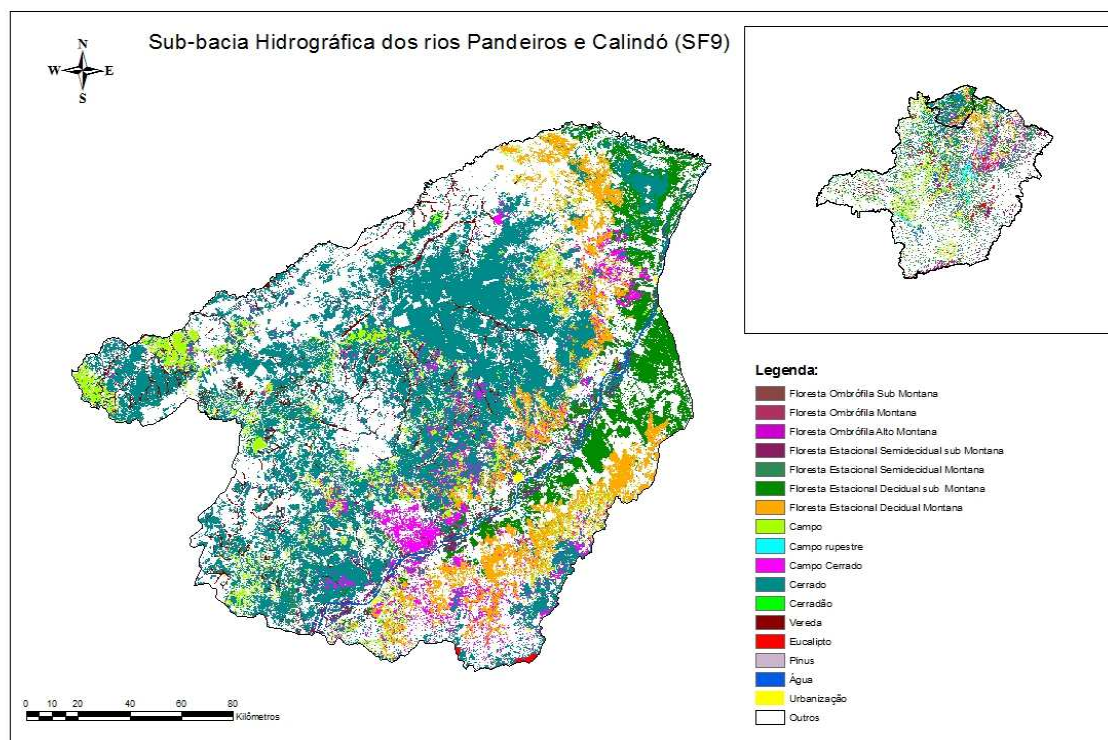
FONTE: SCOLFORO E CARVALHO (2009).

## 4.2 Imagens orbitais

Como referência para análise das métricas da paisagem, foi utilizado o mapa causado pela classificação temática realizada para o Estado de Minas Gerais (SCOLFORO e CARVALHO, não publicado) referente ao ano de 2009. As imagens são parte do Programa de Monitoramento dos Desmatamentos do estado de Minas Gerais. Este programa é coordenado e executado pelo Laboratório de Estudos e Pesquisas em Manejo Florestal (LEMAF) do Departamento de Ciências Florestais (DCF) da Universidade Federal de Lavras (UFLA).

As imagens utilizadas no processamento das análises foram obtidas através do Satélite LANDSAT, Sensores TM e ETM+, de onde foram obtidas 105 cenas em três épocas do ano: primavera, verão e inverno. O método de classificação das imagens foi o supervisionado e o algoritmo empregado foi árvore de decisão (CARVALHO et al, 2006).

**FIGURA 2.** LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS PANDEIROS E CALINDÓ (SF9), BEM COMO AS FITOFISIONOMIAS QUE OCORREM NA REGIÃO.



FONTE: SCOLFORO E CARVALHO (2009).

Após a classificação das imagens, classes como pastagem, culturas agrícolas e solo exposto foram agrupadas em uma única classe denominada “outros”. As demais classes correspondem a nove fitofisionomias detectadas: Floresta Estacional Decidual Sub-Montana, Floresta Estacional Semidecidual Sub-Montana, Floresta Estacional Semidecidual Montana, Floresta Estacional Decidual Montana, Cerrado sensu stricto, Campo, Campo Cerrado e Vereda. A classe urbanização e eucalipto também foram classificados, contudo esta classe não será avaliada neste estudo, uma vez que não faz parte do objetivo do mesmo.

Dessa forma, as manchas que fazem parte da estrutura da paisagem analisada correspondem aos fragmentos florestais existentes na área, e as classes temáticas que serão avaliadas correspondem às fitofisionomias.

A área mínima mapeada foi 0,09 ha, devido à resolução da imagem utilizada na classificação temática, que é de 30m x 30m, ou seja, fragmentos com área inferior à 0,09 ha não foram considerados neste estudo.

### 4.3 Métricas da Paisagem

O processamento foi realizado por meio do software Fragstats, versão 3.3 (McGARIGAL et al., 2002), através de uma base de dados na extensão “raw”, ou seja, no formato raster. Este software computa três grupos de índices: (1) para as manchas que compõem a matriz; (2) para as classes temáticas separadamente; e (3) para a paisagem como um todo (McGARIGAL e MARKS, 1995).

Como salientou LEITÃO e AHERN (2002) há uma quantidade muito grande de métricas que, em princípio, estão disponíveis ao usuário. Durante a concepção de estrutura da paisagem foram desenvolvidas várias centenas de índices e medidas, que em parte, avaliam aspectos muito semelhantes e que também, matematicamente, dizem coisas similares.

No entanto, para cada métrica individual há uma justificativa, uma certa motivação e, na maior parte dos questionamentos e aplicações, um determinado conjunto de métricas é suficiente para se conectar aos critérios ecológicos essenciais e mais relevantes (LANG e BLASCHKE, 2009)

Nesse contexto, o processo de escolha de métricas a serem aplicadas na análise, tomou por base a semântica e conteúdo dos índices, bem como a sua aplicação aos processos ecológicos, nesse caso a fragmentação florestal, de modo que a interpretação e interpolação dos mesmos responda aos questionamentos levantados nos objetivos deste estudo.

#### 4.3.1 Métricas de Fragmentos

Será realizada a análise quantitativa das manchas por meio do tamanho das manchas (ÁREA), forma (SHAPE) e o Índice de área nuclear (CAI).

##### I. Área

- Área do fragmento em hectares

A área corresponde ao número de células (pixels) com determinado valor, espacialmente relacionadas. A área de uma mancha é, segundo FORMAN e GODRON (1986), uma das mais importantes informações de uma paisagem, não

somente porque é a base para o cálculo de outros índices, como também porque é por si só, uma informação de grande valor. Por meio desse índice é possível detectar o percentual da paisagem ocupada por vegetação.

**II. Índice de Forma – SHAPE** (mede a complexidade da forma comparada a um quadrado (versão matricial)). Esta é uma medida padronizada da relação área-perímetro, ou seja, a variável perímetro da mancha está implícita nesta métrica.

$$Mi = \frac{P}{2\sqrt{A}}$$

Onde: Mi – Índice de área; p – perímetro; a – área.

Este índice presume a comparação da forma da mancha com um círculo, uma vez que a constante Pi é adicionada na padronização, quando o valor mínimo seria 0,88. Entretanto o cálculo matricial leva em conta os cantos dos pixels e prevê os quadrados, fazendo com que o menor valor seja shape=1 para o quadrado perfeito. Quanto mais recortado e com menos área, maior o valor deste índice.

- Um retângulo com lados L e 2L terá SHAPE=1.06
- Um retângulo com lados L e 10L terá SHAPE=1.74
- Um retângulo com lados L e 100L terá SHAPE=5.05
- Um triângulo equilátero terá SHAPE=1.07

De acordo com VOLOTÃO (1998) o fator forma está intimamente relacionado ao efeito de borda, que por sua vez, é definida por FORMAN e GODRON (1986) como uma alteração na composição e ou na abundância relativa de espécies na parte marginal de um fragmento, causando alterações estruturais.

Para LANG e BLASCHKE (2009) o comprimento da borda de uma área corresponde ao seu perímetro. A relação exposta pelo índice mostra que quanto maior o seu valor, maior o perímetro da borda.



### III. Índice de Área Nuclear (CAI)

- Quantifica a porcentagem da classe ocupada com área nuclear, após a retirada da faixa referente ao efeito de borda. Especificamente nesse caso foi considerado 100 metros como sendo influência das bordas, ficando o restante como área de núcleo.

Os índices de área nuclear refletem tanto a composição quanto a configuração de uma paisagem e, na maioria dos casos, dependem de outros índices (densidade, número de fragmentos, índices de borda e de forma) para serem melhor interpretados (McGARIGAL e MARKS, 1995).

A construção de áreas-núcleo é realizada por meio do cálculo de uma área de amortecimento (buffer) negativo, direcionado para dentro da mancha. O tamanho dessa área de amortecimento corresponde à largura do efeito de borda admitido (LANG e BLASCHKE, 2009).

Para o valor do efeito de borda utilizado neste trabalho foi levado em conta somente as condições do meio, já que não se tem objetivo de estudar nenhuma espécie específica e por não ter dados como temperatura, insolação, vento, umidade, entre outros, de toda área de estudo (McGARIGAL et al, 2002).

#### 4.3.2 Métrica das Classes

Será calculada a área de todas as classes temáticas (CA), o número de manchas em cada classe (NP) e o percentual de cada classe na paisagem (PLAND).

- I. NP – número de fragmentos em cada classe
    - Número de fragmentos existentes nas classes temáticas
- NP = ni**

Onde: ni – número de fragmentos na classe.

De acordo com VOLOTÃO (1998) o número de fragmentos (NP) não representa medida explicitamente espacial, mas representa a configuração da paisagem, mostrando aspectos relacionados ao grau de fragmentação.

## II. CA – Área da classe

- Área de todos os fragmentos da classe em hectares.

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left( \frac{1}{10,000} \right)$$

Onde:  $a_{ij}$  = área do fragmento  $i$  na classe  $j$  ( $m^2$ ).

## III. PLAND – Percentagem de área da classe na paisagem

- Percentagem de área de mesma classe na paisagem.

$$PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$$

Onde:  $P_i$  – proporção da paisagem ocupada pela classe  $i$ ;  $a_{ij}$  – área ( $m^2$ ) da classe  $ij$ ;  $A$  – área total da paisagem ( $m^2$ ).

## IV. SHAPE MN – SHAPE MÉDIO

- Índice de forma médio da classe

$$SHAPE = \frac{P_{ij}}{\min P_{ij}}$$

Onde:  $P_{ij}$  – perímetro do fragmento  $ij$  em termos de número de pixels;  $\min P_{ij}$  – perímetro mínimo do fragmento  $ij$  na classe; Shape –  $>$  ou  $=$  a 1, sem limite.

## V. LPI – ÍNDICE DE MAIOR FRAGMENTO NA CLASSE

- Percentagem de ocupação do maior fragmento da classe na paisagem.

$$LPI = \frac{\max_{j=1}^n (a_{ij})}{A} (100)$$

Onde:  $a_{ij}$  – área ( $m^2$ ) do fragmento  $ij$ ;  $A$  – área total da paisagem ( $m^2$ ).

Em suma, o padrão da estrutura da paisagem foi dado em relação à composição e configuração dos elementos, nesse caso, os fragmentos florestais e das classes, que são as fitofisionomias presentes na Sub bacia SF9.

Para FORMAN (1997), o estudo da composição de uma paisagem é importante para o entendimento de vários processos ecológicos, entre os quais se encontra o processo de fragmentação florestal. Como variáveis importantes à composição de uma paisagem, FORMAN e GODRON (1986) citam o tamanho, número e o tipo dos fragmentos que a compõem.

A configuração refere-se à distribuição física ou caracterização espacial dos elementos na paisagem (McGARIGAL e MARKS, 1995) e fornece informações importantes quanto ao grau de fragmentação, tais como grau de isolamento dos fragmentos, densidade dos fragmentos, contágio, entre outras. Esses aspectos, por sua vez, ajudam a determinar práticas para a manutenção da conservação florestal e da diversidade de espécies, bem como de outros processos correlacionados.

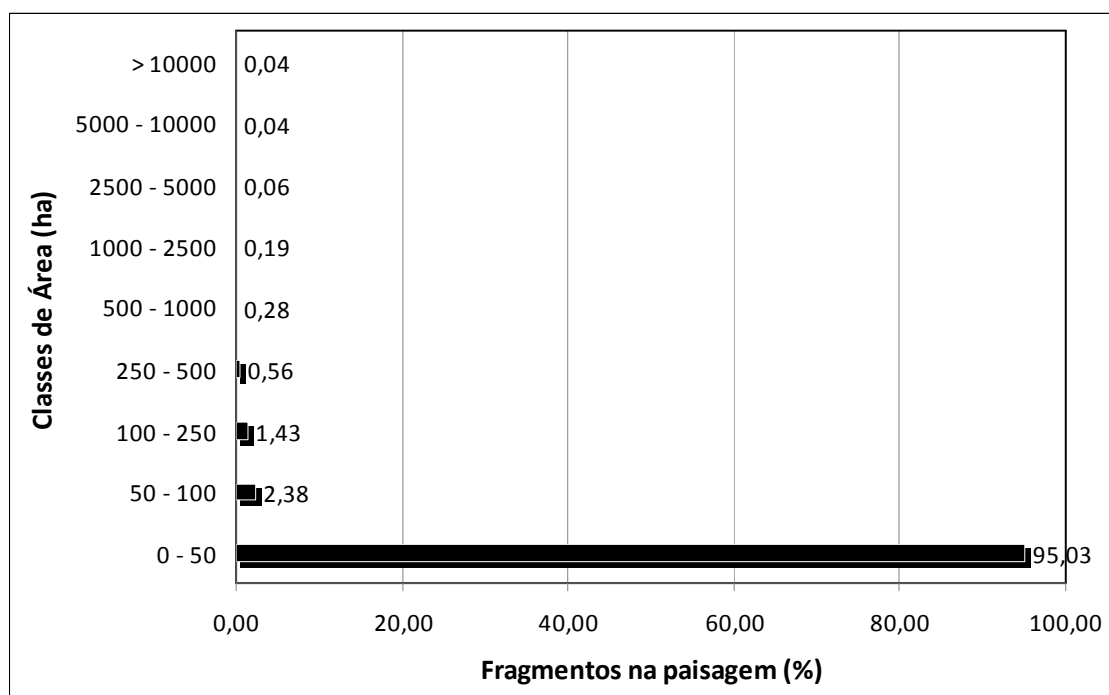
## **5. RESULTADOS E DISCUSSÕES**

### **5.1 Resultados para fragmentos**

#### **5.1.1 Área**

Foram analisados 48.561 fragmentos existentes na Sub-bacia SF9. Os fragmentos foram distribuídos em classes de área, conforme pode ser observado na Figura 3 (resultado no anexo 1A), que mostra o percentual dos fragmentos existentes em cada classe de área. Pode-se observar que mais de 90% dos fragmentos possuem menos de 50 ha e apenas 0,04% tem uma área superior a 10.000 ha, restando 4,98% dos fragmentos com área variando entre 50 ha e 10.000 ha.

**FIGURA 3.** GRÁFICO MOSTRANDO A DISTRIBUIÇÃO DOS FRAGMENTOS EM CLASSES DE TAMANHO.



FONTE: DADOS DE PESQUISA, 2011.

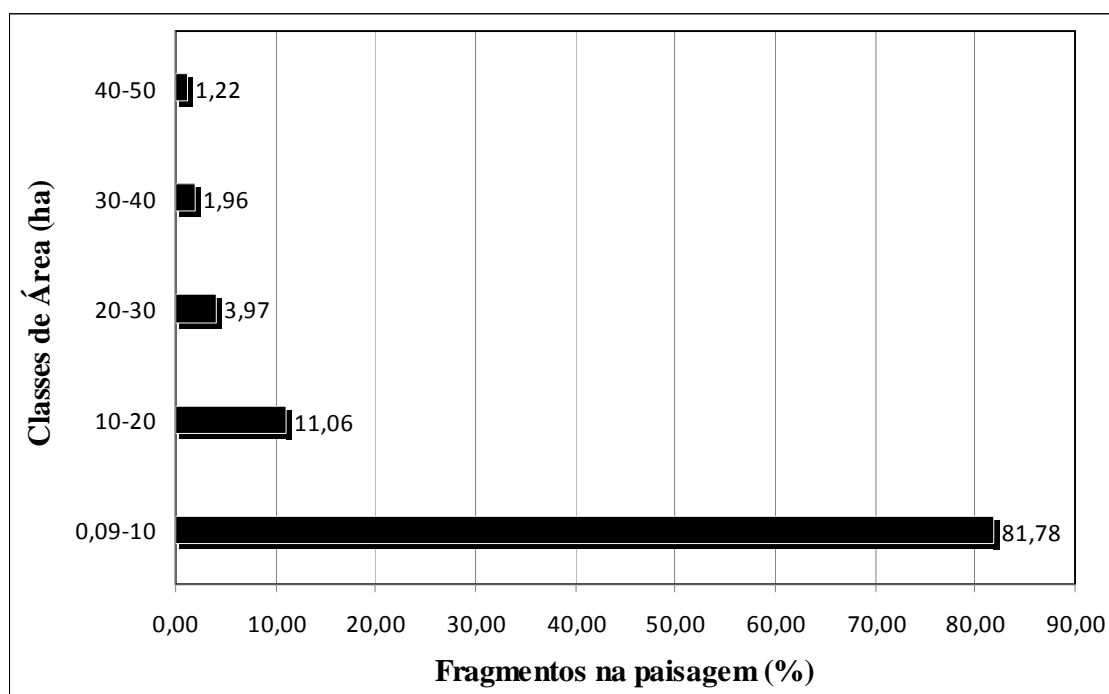
Esse resultado demonstra que a biodiversidade florística existente na Sub-bacia analisada está ameaçada, considerando o grande número de pequenos fragmentos, com a estrutura interna já alterada em relação à matriz, em decorrência da indução do efeito de borda. Os fragmentos sofrem alterações no microclima, ficando mais suscetível à recepção direta de impactos das mais diversas naturezas.

Alterações no microclima no interior do fragmento florestal aumentam os distúrbios na sua dinâmica tal como mudanças na dispersão de sementes e nos hábitos dos herbívoros, que por sua vez, podem influenciar na sua composição e na sua estrutura vegetal (CHEN E FRANKLIN, 1990).

Segundo METZGER (1999), a área de um fragmento é o mais importante parâmetro para explicar as variações ocorridas na riqueza de espécies, podendo explicar mais de 80% da variância da riqueza quando o parâmetro é expresso em sua forma logarítmica. Esta forte relação entre área e riqueza de espécies que os fragmentos podem comportar, controlam a conservação da biodiversidade, sendo que, diversos outros autores em seus trabalhos, verificaram esta relação em especial para vertebrados, plantas vasculares, briófitas e pequenos mamíferos.

Pretendendo-se traçar um padrão mais apurado da fragmentação da paisagem foi realizada uma sub-divisão da classe de área entre 0,09 ha e 50 ha, visto que os fragmentos da Sub-bacia analisada estão inseridos, quase na sua totalidade, nessa amplitude de tamanho. O objetivo foi verificar se a ocorrência desses fragmentos é uniforme em toda classe, ou se a amplitude utilizada, num primeiro momento, foi muito elevada para captar a abundância de fragmentos nessa classe. A Figura 4 mostra a distribuição dos fragmentos na classe de área entre 0,09 ha e 50 ha.

**FIGURA 4.** DISTRIBUIÇÃO DOS FRAGMENTOS ENTRE 0,09 HA E 50 HA EM CLASSES DE TAMANHO.



FONTE: DADOS DE PESQUISA, 2011.

Pode-se observar que o padrão apresentado condiz com o que foi verificado na primeira divisão, uma vez que o maior número de fragmentos (81,78%) estão inseridos em pequenos fragmentos de até 10 ha. Apenas um pequeno percentual (18,21%) dos fragmentos possuem área superior a 10 ha.

Entretanto, essa análise demonstrou que a amplitude de classes aplicada, num primeiro momento, não permitiu verificar qual era a real abundância de fragmentos dentro dessa classe de área, já que as classes de 10 ha a 50 ha mostrou ter uma quantidade de fragmentos bem inferior à classe de 0,09 ha a 10 ha. Esta

classe, então, representa o real padrão de fragmentos da paisagem, perfazendo 77,72% (37.741 fragmentos) considerando o total de fragmentos na Sub-bacia (48.561).

Dessa forma, a composição da paisagem caracteriza-se por elementos (fragmentos) de tamanhos reduzidos, ou seja, os fragmentos com área inferior a 10 ha têm maior influência nos processos ecológicos da paisagem, atuando como elementos de interação com outros elementos dentro da Sub-bacia analisada.

Para FORMAN e GODRON (1986) os grandes fragmentos são importantes para a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, enquanto que os pequenos fragmentos atuam como elementos de conectividade entre grandes áreas, favorecendo o fluxo de fauna e flora.

Para McGARIGAL e MARKS (1995) as paisagens que apresentam menores valores para área de fragmento devem ser consideradas como as mais fragmentadas. O principal problema deste padrão é que, quanto mais área florestada estiver contida em pequenos fragmentos, mais intensamente estariam sujeitas ao efeito de borda (RODRIGUES, 1993).

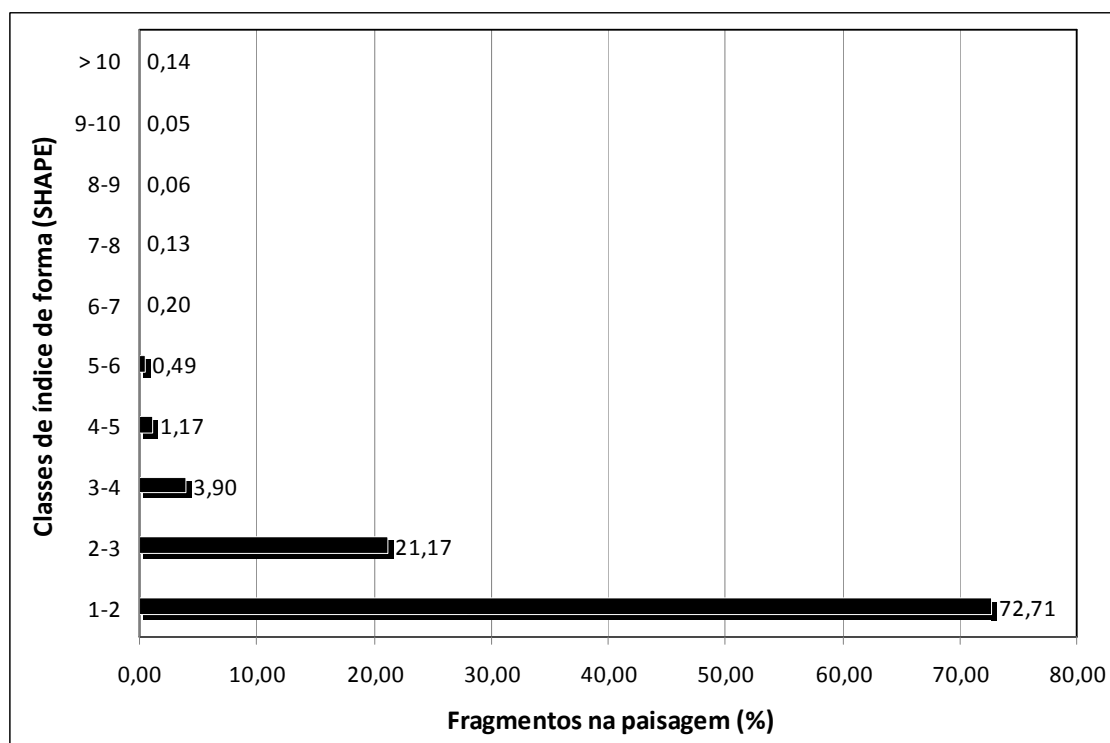
### **5.1.2 Índice de forma (SHAPE)**

A Figura 5 (resultado no anexo 1B) mostra o percentual de fragmentos existentes nas classes de índice de forma.

O índice de forma (SHAPE) indica que os fragmentos de floresta nativa da sub-bacia, apresentam formas retangulares, uma vez que as classes de menor Shape (1-2) corresponde à 72,71%. Os fragmentos se tornam mais recortados à medida que se tem um aumento no valor do índice, estando mais susceptíveis a apresentar maior efeito de borda, principalmente àqueles de menor área, em função da sua maior interação com a matriz.

A forma do fragmento tem um significado primário em relação à distribuição da borda do que a área, segundo SOARES FILHO (1998), onde uma mancha isométrica, tal como um círculo ou quadrado contém mais áreas de interior do que borda, enquanto um retângulo, com a mesma área, tem proporcionalmente mais relação borda/interior. E um fragmento estreito de mesma área pode ser composto inteiramente pela sua borda.

**FIGURA 5.** GRÁFICO MOSTRANDO A DISTRIBUIÇÃO DOS FRAGMENTOS EM CLASSES ÍNDICE DE FORMA (SHAPE).



FONTE: DADOS DE PESQUISA, 2011.

Por outro lado, os resultados mostram que 2,24% dos fragmentos possuem valores de Shape médio acima de 5, o que remete a fragmentos muito alongados, e também de bordas recortadas, conforme se reduz a área. Esse perfil mostra que esses fragmentos possuem alta relação perímetro/área, estando suas espécies sob intensa influência do efeito de borda.

TURNER e GARDNER (1990) dizem que um fragmento pode ser largo o suficiente para suportar algumas espécies, mas não conter área nuclear suficiente para suportar essas espécies e, sobretudo, manter a integridade de sua estrutura natural. Dessa maneira fragmentos mais alongados são aqueles mais apropriados à utilização para corredores ecológicos.

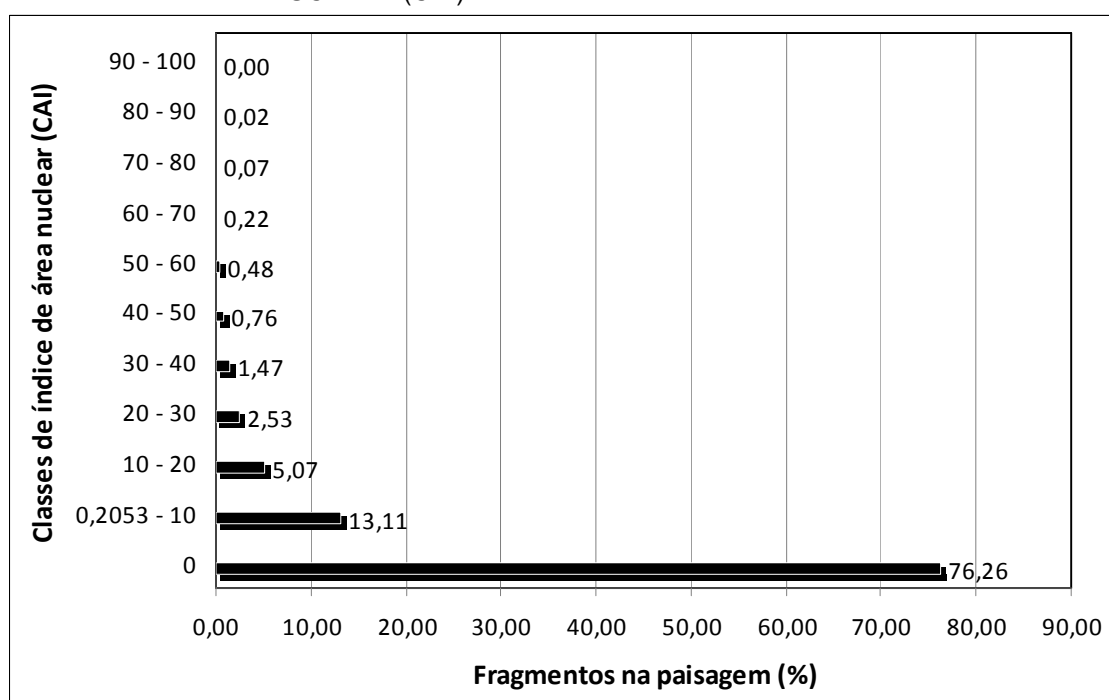
### 5.1.3 Índice de área nuclear (CAI)

Na Figura 6 (resultado no anexo 1C) encontra-se o percentual de fragmentos existentes em cada classe de índice de área nuclear (CAI). Optou-se por destacar os fragmentos com 0% de CAI, para que se especifique o número de

fragmentos que possuem apenas área de borda. A partir do menor valor de CAI obtido (0,2053) foi iniciada a próxima classe.

Pode-se observar que mais de 70% dos fragmentos não possuem área de núcleo sendo compostos apenas por área de borda. Fragmentos com até 50% de área de núcleo correspondem a 22,94% do total e fragmentos com mais de 50% perfazem apenas 0,79%, sendo que fragmentos com mais de 90% de núcleo não tem nenhuma ocorrência.

**FIGURA 6.** GRÁFICO MOSTRANDO A DISPERSÃO DOS FRAGMENTOS EM CLASSES ÍNDICE DE ÁREA NUCLEAR (CAI).



FONTE: DADOS DE PESQUISA, 2011.

O estabelecimento de uma estrutura interna está relacionado a uma área mínima, capaz de manter as espécies típicas do tipo de formação florestal a que o fragmento pertence. Nesse aspecto, a Sub-bacia analisada possui uma matriz fortemente fragmentada.

Com isso, pode-se inferir que a biodiversidade contida nos ecossistemas presentes na área estudada está comprometida, visto que a grande maioria dos fragmentos está sob influência do efeito de borda, o que provoca desequilíbrios na estrutura vertical dos mesmos, fazendo com que haja um número reduzido de espécies nesses fragmentos.



Em contrapartida, com o aumento do efeito de borda tem-se, proporcionalmente, a diminuição da área nuclear desses fragmentos, o que em curto, médio ou longo espaço de tempo irá influenciar na qualidade da estrutura desses ecossistemas. RANTA et al. (1998) constataram que, quando a largura da borda é maior que 60 metros, a área nuclear é praticamente inexistente, isto tendo por base a análise da estrutura da paisagem de fragmentos de Mata Atlântica, em Pernambuco.

Entretanto, para VALENTE (2001) os fragmentos de menor tamanho (sem área nuclear suficiente) não devem ser desconsiderados em uma paisagem, porque desempenham um papel importante na conservação de sua estrutura florestal, que é a conexão entre fragmentos de floresta.

Quanto à função biológica desses fragmentos, RAYNE et al (1981) constataram que, nos fragmentos florestais suas bordas são ocupadas por espécies vegetais pioneiras de baixa longevidade e que se apresentam em uma cobertura mais densa, fruto da maior disponibilidade de luz e competição vegetal reduzida em seu exterior. E, por outro lado, os fragmentos florestais de áreas maiores possuirão mais espécies do que os menores, tendo em vista que eles fornecem um ambiente mais protegido para espécies de interior mais sensíveis (RAVAN e ROY, 1995).

#### **5.1.4 Análise da estrutura da paisagem**

Para uma melhor compreensão das relações entre os índices aplicados na descrição quantitativa da paisagem foi gerado um gráfico (Figura 7) mostrando o perfil da paisagem em relação ao Índice de forma médio (Shape médio), o Índice de área nuclear médio (CAI médio) e o número de fragmentos que ocorre em cada classe de área. Os valores para cada um desses parâmetros pode ser visualizado no Quadro 1. Os valores de Shape médio e CAI médio obtidos por média aritmética entre a soma dos índices para cada classe de área e o número de fragmentos que ocorreram na respectiva classe.

Avaliando-se os resultados apresentados no Quadro 1, constata-se que o índice de forma é crescente em relação ao aumento da área, demonstrando que a relação entre perímetro do fragmento e forma segue o padrão normal. O índice de

área nuclear é também cresce em função do aumento de área, o que também já era esperado.

**QUADRO 1.** RESULTADOS OBTIDOS PARA FRAGMENTOS, SHAPE E CAI, DIVIDIDOS EM CLASSES DE ÁREA.

<b>Classes de área (ha)</b>	<b>Número de Fragmentos</b>	<b>Fragmentos (%)</b>	<b>Shape médio</b>	<b>CAI médio</b>
0 -10	37741	77,72	1,57	0,25
10-20	5103	10,51	2,14	5,24
20-30	1834	3,78	2,48	11,15
30-40	905	1,86	2,69	14,80
40-50	564	1,16	2,86	17,55
50 - 100	1154	2,38	3,18	22,94
100 - 250	693	1,43	3,88	32,02
250 - 500	272	0,56	4,8	41,63
500 - 1000	135	0,28	5,97	47,66
1000 - 2500	93	0,19	7,34	54,66
2500 - 5000	29	0,06	10,17	57,56
5000 - 10000	19	0,04	13,35	60,59
> 10000	19	0,04	19,08	70,53

FONTE: DADOS DE PESQUISA, 2011.

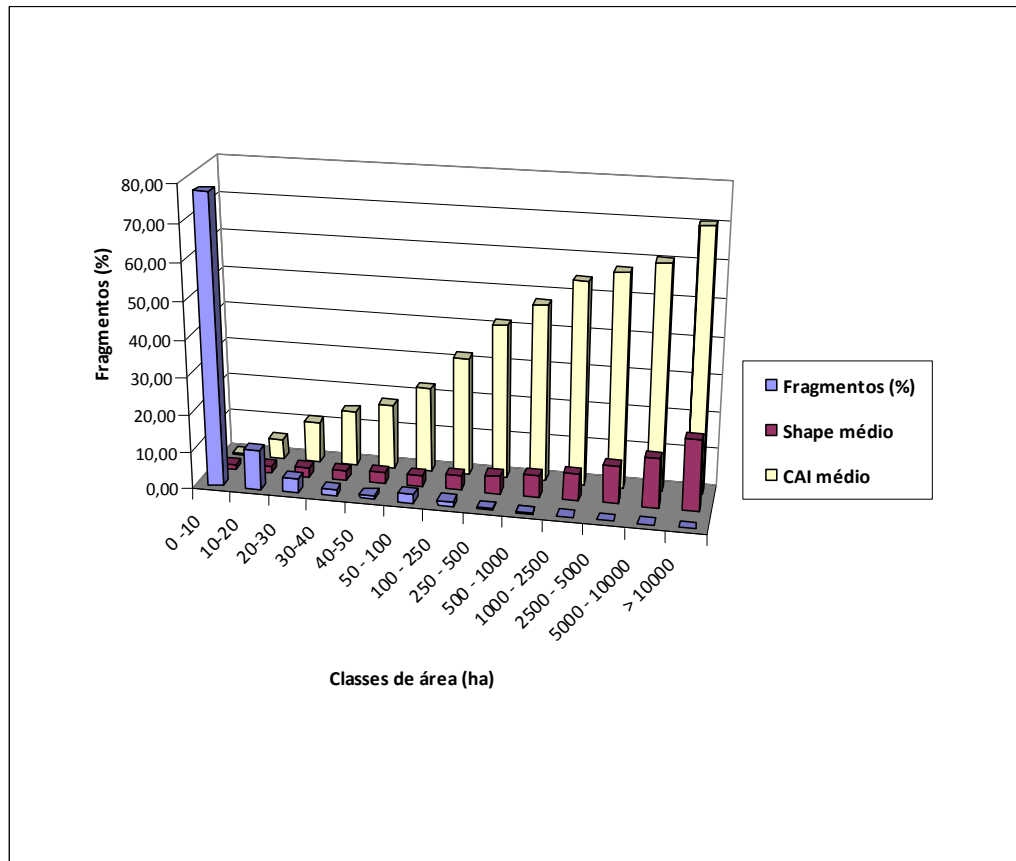
Como já foi comentado, a partir de ambos os índices podemos inferir sobre o efeito de borda que ocorre na Sub-bacia SF9, onde o aumento do perímetro, a maior irregularidade na forma dos fragmentos e a redução da percentagem de área de núcleo em relação à área total, são fatores que induzem aos distúrbios decorrentes da área de borda.

De acordo com FORMAN e GODRON (1986) a forma associada às características de área nuclear dos fragmentos de floresta irá condicionar a função desses fragmentos na paisagem. Segundo McGARIGAL e MARKS (1995), a área nuclear é um indicativo melhor da qualidade dos fragmentos que sua área total, sendo afetado diretamente pela forma e borda dos fragmentos.

O alto percentual de fragmentos com área até 10 ha (72,72%) aliado ao baixo índice de forma (1,57) e de área nuclear (0,25) ocorridos nessa classe demonstram o alto grau de fragmentação que ocorre na paisagem, onde a redução das áreas contínuas de vegetação levou a aumento no número de fragmentos, com áreas cada vez mais reduzidas, dispersos numa matriz antrópica. A redução das áreas de núcleo impõe mais efeito de borda, entretanto as formas mais isométricas

mantém os fragmentos numa aparente estabilidade. Nesse contexto, fica claro o alta grau de fragmentação em que se encontra a Sub bacia SF9.

**FIGURA 7.** GRÁFICO MOSTRANDO OS RESULTADOS PARA NÚMERO DE FRAGMENTOS EM PERCENTUAL, SHAPE MÉDIO E CAI MÉDIO, DISTRIBUÍDOS EM CLASSES DE ÁREA.



FONTE: DADOS DE PESQUISA, 2011.

Uma paisagem fragmentada, em função de sua configuração espacial, pode manter diversas populações de forma sustentável. Porém, a partir de um certo grau de fragmentação, ou para uma determinada configuração espacial dos fragmentos, os efeitos da fragmentação tornam-se muito intensos e a restauração é então necessária para manter a diversidade biológica (METZGER, 2003).

De uma forma mais geral, considerando a comunidade como um todo, o limiar máximo de fragmentação pode ser definido quando a conectividade não compensa mais os efeitos da fragmentação (METZGER e DÉCAMPS, 1997). A partir desse momento, a diversidade de espécies tende a cair rapidamente. A teoria da percolação (STAUFFER, 1985) nos dá uma primeira idéia deste limiar. Para METZGER (2003) uma paisagem “percola” quando a área de habitat cruza esta

paisagem de ponta a ponta de forma contínua. Em termos biológicos, isso significa que um animal que é incapaz de sair deste habitat não terá problemas de se locomover pela paisagem.

Em outro extremo, estão os fragmentos que possuem áreas elevadas, onde, a análise do Shape e CAI prevê a função desses fragmentos na paisagem. São fragmentos com mais de 500 ha e CAI médio acima de 47,66%. Apesar de serem os maiores fragmentos na paisagem, possuem a forma mais recortada, onde a relação perímetro/área é alta, ocupando mais área na paisagem e permeando uma faixa de maior de ambientes. Nesses fragmentos se encontra a maior biodiversidade na Sub-bacia, guardando as espécies mais específicas aos ambientes de área de núcleo.

## 5.2 Resultados para classes

Os resultados das análises empregadas por classes podem ser visualizados no Quadro 2, classificada em função da CA de forma decrescente.

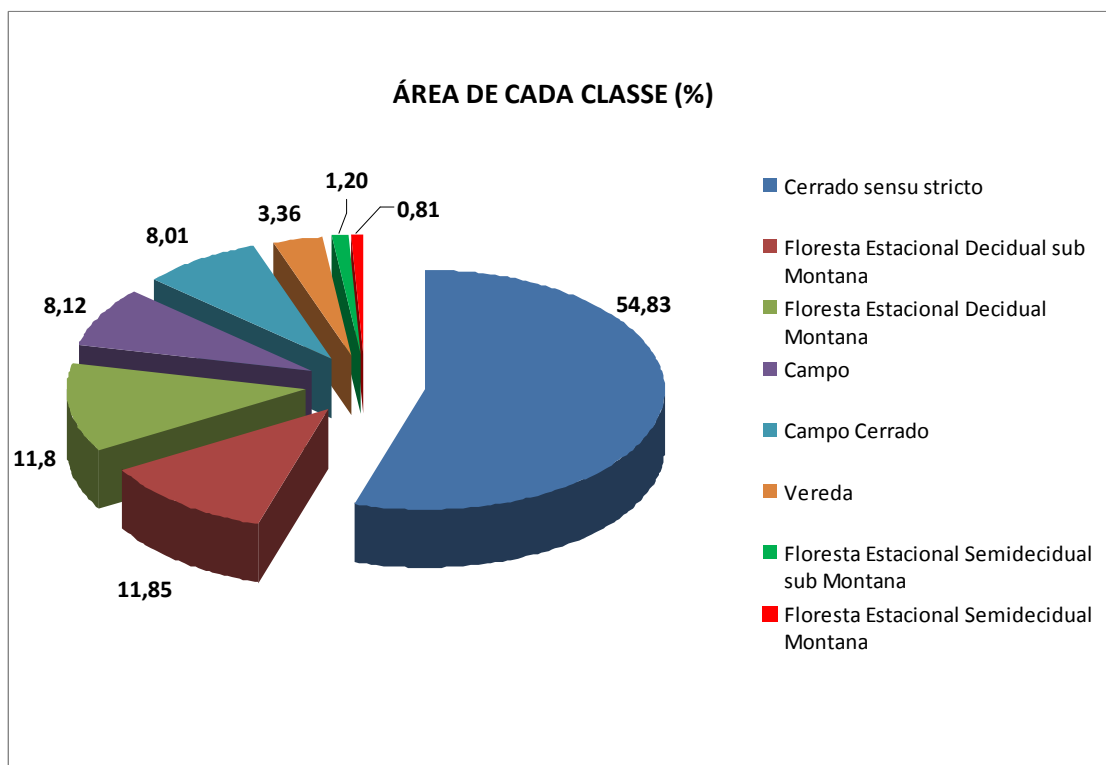
**QUADRO 2.** RESULTADOS OBTIDOS PARA AS MÉTRICAS DE CLASSES.

CLASSES	CA (ha)	CA (%)	PLAND (%)	NP	NP (%)	SHAPE_MN	LPI (%)
Cerrado <i>sensu stricto</i>	1000102	54,83	32,11	14761	30,40	1,79	12,80
Floresta Estacional Decidual sub Montana	216190	11,85	6,94	3073	6,33	1,73	1,00
Floresta Estacional Decidual Montana	215205	11,80	6,91	3893	8,02	1,81	0,51
Campo	148200,5	8,12	4,76	9297	19,14	1,98	0,23
Campo Cerrado	146269,1	8,02	4,70	13302	27,39	1,84	0,33
Vereda	61389,81	3,37	1,97	904	1,86	2,17	0,14
Floresta Estacional Semidecidual sub Montana	21819,42	1,20	0,70	1300	2,68	1,77	0,04
Floresta Estacional Semidecidual Montana	14857,65	0,81	0,48	2031	4,18	1,55	0,04
Total Vegetação Nativa	1824033	100	58,56	48561	100	14,64	15,09

FONTE: DADOS DE PESQUISA, 2011.

De acordo com os valores obtidos, a área total de vegetação que ocorre na Sub bacia é de 1.824.033,24 ha, sendo que o Cerrado *sensu stricto* ocupa 54,83%, com mais de um milhão de hectares. Seguindo o gradiente tem-se as Florestas Estacionais Deciduais ocorrendo com 23,65%. Já a Floresta Estacional Semidecidual Montana ocorre em menor proporção em relação às demais classes (0,81%). O percentual de ocorrências das classes dentro da paisagem, em relação à área, pode ser visualizada na Figura 8.

**FIGURA 8.** GRÁFICO MOSTRANDO A DISTRIBUIÇÃO DAS CLASSES NA ÁREA DE VEGETAÇÃO NATURAL DA PAISAGEM.



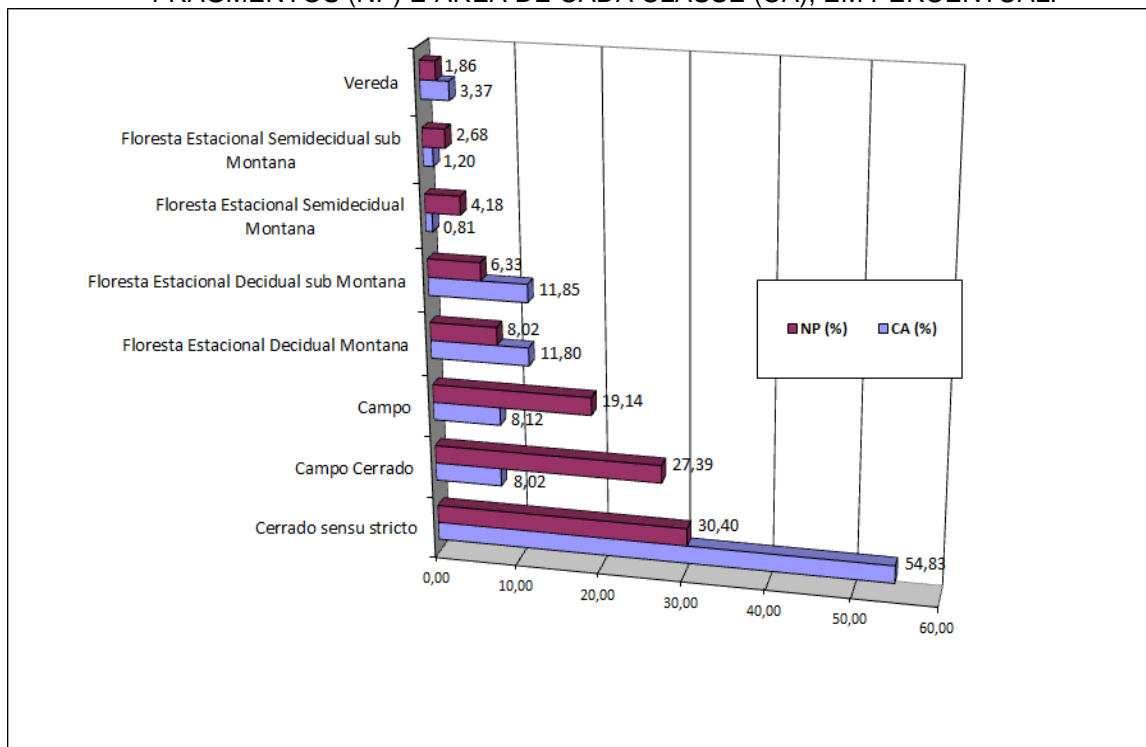
FONTE: DADOS DE PESQUISA, 2011.

Já em relação ao número de fragmentos o Cerrado sensu stricto aparece como o mais abundante, seguido do Campo Cerrado e do Campo. Ou seja, o gradiente não é o mesmo que para a CA. Esse fato mostra que apesar de ocorrerem em maior número, os fragmentos das classes Campo Cerrado e Campo têm áreas menores, demonstrando um maior grau de fragmentação que as Florestas Deciduais. A relação entre número de fragmentos (NP) e área ocupada por cada classe na paisagem (CA) está expressa na Figura 9.

A Figura 8 mostra que as classes de Cerrado sensu stricto, Floresta Estacional Decidual Montana, Floresta Estacional Decidual Sub Montana e Vereda têm valores de área maior do que o número de fragmentos, o que reflete uma maior conservação dessas classes. Em contrapartida, as classes de Campo Cerrado, Campo, Floresta Estacional Semidecidual Montana e Floresta Estacional Semidecidual Sub-Montana possuem uma relação inversa, onde o número de fragmentos é maior do que a área, ou seja, os fragmentos dessas classes são menores, demonstrando grau elevado de fragmentação.

A relação entre área e número de fragmentos das classes é considerada um bom indicativo do grau de fragmentação, mas quando é avaliado juntamente com a densidade de fragmentos permite o entendimento de diferentes aspectos da estrutura de uma paisagem, dentre eles a fragmentação florestal.

**FIGURA 9.** GRÁFICO MOSTRANDO A CORRELAÇÃO ENTRE OS VALORES DE NÚMERO DE FRAGMENTOS (NP) E ÁREA DE CADA CLASSE (CA), EM PERCENTUAL.



FONTE: DADOS DE PESQUISA, 2011.

Avaliando-se ainda os valores de percentual de área ocupada pelas classes (Pland) (Quadro 2) observa-se que o gradiente é o mesmo que para a área das classes (CA), onde infere-se que a área de ocupação é mais relevante para a caracterização da paisagem do que o número de fragmentos (NP). Ou seja, as classes Cerrado sensu stricto, Floresta Estacional Decidual Sub-montana e Floresta Estacional Decidual Montana caracterizam de forma mais contundente a Sub-bacia estudada, com 32,11%, 6,94% e 6,91% de ocupação da paisagem. O LPI (índice de maior fragmento) confirma a importância do Cerrado sensu stricto na caracterização da paisagem, onde o maior fragmento dessa classe ocupa 12,8% da paisagem.

A relação entre os índices PLAND e o LPI refletem a configuração da paisagem em termos de classes, uma vez que dão noção da amplitude dos índices de CA. Ou seja, como a ocupação do Cerrado sensu stricto ocupa a paisagem com 32,11% com 30,40% dos fragmentos e só o maior fragmento contribui com 12,8%, pode-se inferir que existem muitos fragmentos com pequena área nessa classe. Essa relação entre os índices LPI (%) e PLAND (%) pode ser visualizada na Figura 10.

Os resultados mostram que o gradiente de LPI e PLAND seguem uma direção decrescente até a classe das Veredas, com exceção da classe de Campo Cerrado, que apresentou uma ocupação de 4,7% da paisagem e o maior fragmento ocupa 0,33%, sendo que a classe subsequente, o Campo, apesar de um valor de PLAND maior (4,76%) o seu maior fragmento ocupa 0,23% da paisagem.

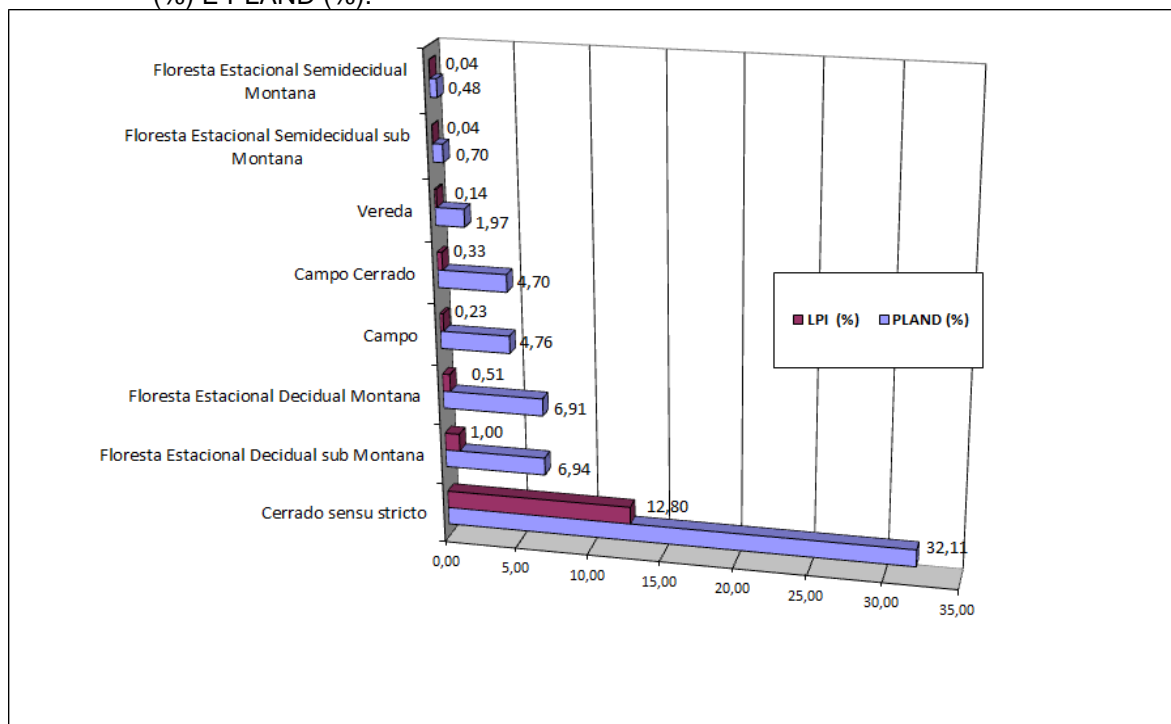
De forma geral, as classes, com exceção do Cerrado sensu stricto, apresentam fragmentos de áreas reduzidas, demonstrando que a distribuição do número de fragmentos em classes de área feita na análise de fragmentos, expressa a realidade da Sub-bacia, onde os fragmentos de grandes dimensões são escassos.

A relação entre área e índice de forma está expressa na Figura 11. O gradiente de Shape não se repetiu conforme a análise feita para fragmentos, ou seja, a classe de maior área (Cerrado sensu stricto) não foi a que apresentou o menor índice de forma e a classe de menor área também não apresentou o maior valor de Shape, pelo contrário, as Florestas Estacionais Semidecíduais Montana apresentaram o menor índice de forma (1,55). Esse resultado mostra que essa classe é composta por fragmentos pequenos com forma mais simétrica.

Campo e Campo Cerrado seguem, após as Florestas Estacionais Semidecíduais Montana, como as classes com formas mais alongadas, com 1,98 e 1,84, respectivamente.

Analisando-se o índice de forma médio por classe (SHAPE MN) tem-se o seu maior valor nas Veredas, com o valor de 2,17, mostrando ter formas mais alongadas, permeando a paisagem. Na sequência o Campo e Campo Cerrado apresentaram os maiores valores de SHAPE MN, 1,98 e 1,84, respectivamente. Já a classe de menor SHAPE MN, a Floresta Estacional Semidecidual Montana, apresentou um valor de 1,55, denotando menor relação entre perímetro e área.

**FIGURA 10.** GRÁFICO MOSTRANDO A CORRELAÇÃO ENTRE OS VALORES DE ÍNDICE DE LPI (%) E PLAND (%).



FONTE: DADOS DE PESQUISA, 2011.

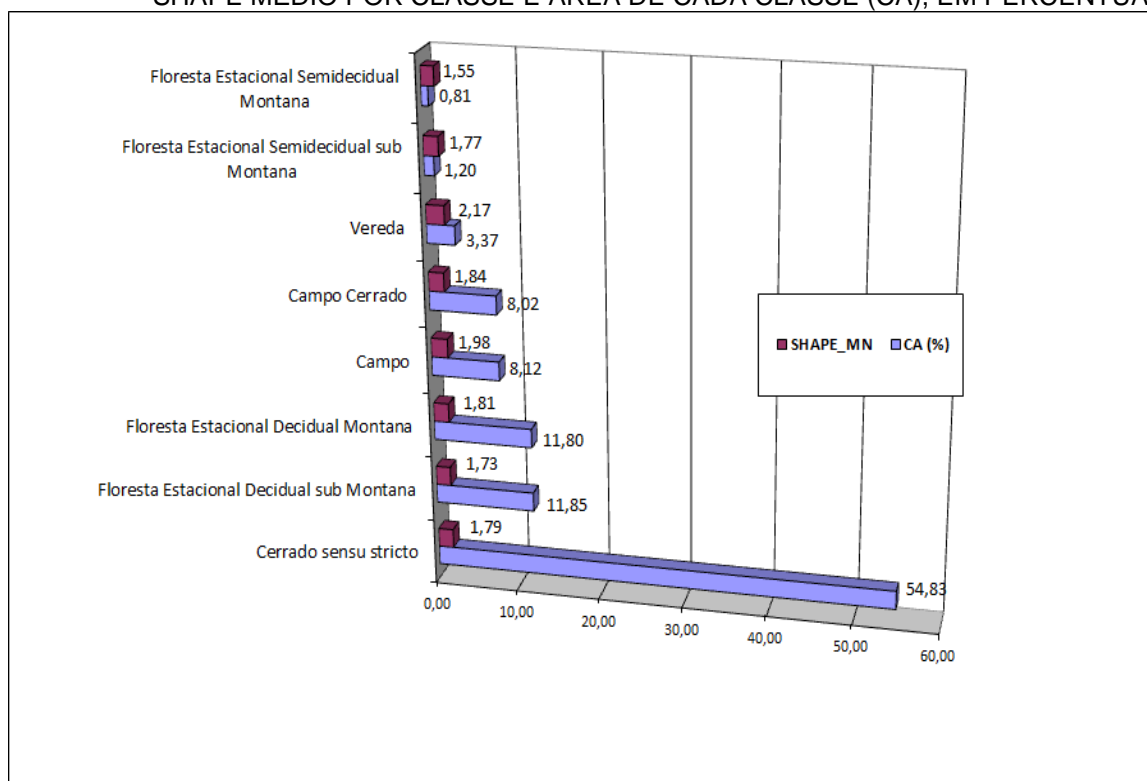
A avaliação dos índices de área, densidade e tamanho é o primeiro passo para o entendimento do processo de fragmentação florestal (Forman, 1997). Nesse aspecto, fica clara a predominância do Cerrado sensu stricto, tanto em número de fragmentos quanto em área, perfazendo 32,11% da área da Sub-bacia.

Já as Florestas Estacionais Semidecíduais ocorreram de forma pouco expressiva, tanto em número de fragmentos quanto em área, mostrando que a biodiversidade contida nessa fitofisionomias está restrita a uma pequena área da paisagem (0,08%). Esse resultado pode ser explicado, em parte, pela sua ocorrência natural, que é caracterizada por regiões de maior disponibilidade hídrica, sendo mais comuns no domínio da Mata Atlântica como região leste, na zona da mata mineira e sul de Minas Gerais. De qualquer forma, são ambientes extremamente fragmentados, com alto risco de extinção de espécies.

As Florestas Estacionais Deciduais seguem em segundo lugar na ocupação, abrangendo 13,85% da área da paisagem. O Campo Cerrado e o Campo têm maior ocorrência, com 46,54% dos fragmentos contra 14,34% das Florestas Estacionais Deciduais, contudo cobrem uma área de apenas 9,45% da paisagem.



**FIGURA 11.** GRÁFICO MOSTRANDO A CORRELAÇÃO ENTRE OS VALORES DE ÍNDICE DE SHAPE MÉDIO POR CLASSE E ÁREA DE CADA CLASSE (CA), EM PERCENTUAL.



FONTE: DADOS DE PESQUISA, 2011.

A fragmentação começa a se intensificar à medida que ocorre a redução das áreas. Como já comentado, as classes de Campo Cerrado e Campo ocorreram em número considerável de fragmentos, entretanto com áreas reduzidas, mostrando que essas fitofisionomias são remanescentes de uma floresta que já ocupou uma grande área na Sub-bacia. Atualmente se encontra reduzida a fragmentos de pequena área, reflexo de um intenso processo de desmatamento.

BENDER et al. (1998) dizem que em situações nas quais a fragmentação e a perda de habitat criam um grande número de fragmentos a partir de um sistema contínuo, as espécies do interior deverão sofrer um declínio em sua população, pois estarão atuando em conjunto os efeitos do tamanho do fragmento e da perda de habitat. Este padrão continuará com o declínio do tamanho do fragmento, até que todo o fragmento seja constituído por habitats com características de borda.

Nesse contexto, pode-se inferir que as Florestas Estacionais Deciduais, seguida pelo Campo e Campo Cerrado, se encontram altamente fragmentadas e com pouca conectividade dentro da matriz, o que aumenta a perda da diversidade

biológica em função da redução do fluxo gênico entre os fragmentos dessas classes. Nesses casos, a perda de diversidade biológica de um fragmento está relacionada à sua posição em relação a outros fragmentos do mesmo tipo e características das outras unidades vizinhas.

METZGER e DÉCAMPS (1997) dizem que, a partir de um certo grau de fragmentação, ou para uma determinada configuração espacial dos fragmentos, os efeitos da fragmentação tornam-se muito intensos e a restauração é então necessária para manter a diversidade biológica. De uma forma mais geral, considerando a comunidade como um todo, o limiar máximo de fragmentação pode ser definido quando a conectividade não compensa mais os efeitos da fragmentação.

Dessa forma, medidas compensatórias para ecossistemas em desequilíbrio são fundamentais na manutenção da biodiversidade desses fragmentos, que sofreram ou sofrem pressões, principalmente antrópicas, que ameaçam as estruturas que mantêm os mesmos. Nesse caso, ações de restauração que aumentem a conectividade devem ser associadas a ações que visem à diminuição dos riscos de extinção. Isso pode ser feito através: i) do aumento da área “efetiva” do fragmento; ou ii) da proteção das bordas (METZGER, 2003).

A conservação florestal pode ser definida como o conjunto de ações que são realizadas em um ecossistema, tendo em vista sua restauração, sua proteção e, sobretudo, a sustentabilidade da qualidade e quantidade de seus componentes e processos. A preservação, por sua vez, é definida como um uso que deve ser dado a determinado ecossistema, no qual a interferência humana deve ser mínima ou mesmo não existir (DUNSTER e DUNSTER, 1996).

### **5.3 Medidas para conservação e preservação dos fragmentos florestais remanescentes da Sub bacia SF9.**

A manutenção e a implantação de corredores, com vegetação nativa, são consideradas por METZGER et al. (1999) como uma das formas de amenizar as perdas causadas pela fragmentação, com a finalidade de favorecer o fluxo gênico entre os fragmentos florestais e servir como refúgio para a fauna.

Segundo HARRIS (1984), os corredores, que são os grandes responsáveis pela conexão de fragmentos florestais naturais, aumentam a riqueza de espécies de animais em geral e contribuem para a dispersão das espécies arbóreas.

Esse papel de interconexão dos fragmentos florestais é suficientemente bem estabelecido pelos fragmentos de maiores valores de área e índice de Shape, notadamente pela classe de Cerrado Sensu stricto, que possui fragmentos ocupando grandes porções da paisagem, permeando vários ambientes da Sub bacia (SF9),

Outro grupo importante de fragmentos que contribuem na conectividade da paisagem às diversas espécies são os fragmentos com áreas menores, mas com valores de Shape maiores, que estão ligados aos fragmentos de Cerrado sensu stricto, por aspectos ecológicos, mas se encontram em maior grau de fragmentação. Nesse contexto estão, principalmente, as classes de Campo e Campo Cerrado, pois, além do exposto, ocorreram em grande abundância de fragmentos.

Por outro lado, os fragmentos menores e com valores de Shape mais baixos têm uma importância fundamental na paisagem, visto que ocorrem em grande número, com representantes de todas as fitofisionomias, abrangendo grande área da Sub bacia SF9. Esse aspecto favorece a dispersão da variabilidade genética, uma vez que, apesar de possuírem pouca ou nenhuma área de núcleo, funcionam como ilhas na paisagem, reduzindo as distâncias entre as classes e fragmentos.

Em outro extremo, ocorre na Sub bacia (SF9) fragmentos extremamente recortado em função do alto valor de Shape, que praticamente só possuem área de borda, mas que também favorecem a dispersão de espécies vegetais e também a locomoção da fauna na paisagem, aumentando a conectividade da matriz. É o que METZGER (2003) chama de “stepping-stones”.

Aspectos ligados à conectividade da paisagem são o que mantem a estrutura de uma paisagem, de forma a manter certa estabilidade, apesar da fragmentação conforme afirma METZGER (2003). Nesse ponto de vista, o mesmo autor propõe algumas estratégias para aumentar a conectividade em paisagens fragmentadas, como é o caso da Sub bacia (SF9) e, dessa forma, preservar a

biodiversidade florística, apesar da constante pressão antrópica a que os ecossistemas estão expostos:

- Melhorar a rede de corredores, seja construindo novos ou melhorando os já existentes (aumento de sua largura e qualidade);
- Aumentar a permeabilidade da matriz da paisagem, seja alterando as características das unidades da matriz, tornando-as menos resistentes aos fluxos seja aumentando a densidade de “stepping-stones”.

Essas propostas se mostram adequadas para o perfil da paisagem em questão e levam à necessidade de dimensionar a área de trabalho e escala envolvida nos processos ecológicos, no presente caso, a fragmentação florestal.

Uma proposta de planejamento ambiental envolvendo escalas regionais devem focar estratégias que atinjam grandes áreas, o que abrange mais de um município. Por outro lado, escalas municipais de intervenção necessitam de ações que alcancem um patamar mais localizado, onde os tomadores de decisão possam ter maior controle da estratégia adotada.

No que diz respeito à permeabilidade da paisagem, pode-se pensar na conservação dos remanescentes, com área até 10 ha, muito abundantes na Sub-bacia (SF9), que muito provavelmente estão localizados em propriedades rurais de áreas reduzidas. Nessas áreas o mais relevante é a conscientização da importância na manutenção das reservas legais e áreas de preservação permanente, como forma de se manter a qualidade dos recursos que são fornecidos por esses ambientes.

Além do aumento da permeabilidade da paisagem, há uma segunda forma de tornar a matriz mais permeável: aumentando a densidade de “stepping-stones”. Os “stepping-stones”, chamados no Brasil de “pontos de ligação” (Metzger 1999) são essas áreas reduzidas de habitat inseridas na matriz.

Como observa METZGER (2003), a restauração teria apenas como objetivo multiplicar o número destes núcleos, ou então enriquecê-los com árvores que atraiam agentes dispersores. O aumento da densidade destes pontos de ligação é assim outra forma de se propiciar um aumento da conectividade da paisagem, no caso de algumas espécies capazes de cruzar áreas de matriz.

A manutenção e adensamento dos corredores podem ser implementados com ações de recuperação das áreas degradadas e/ou desmatadas, entre áreas que já foram interligadas. A escala para essas estratégias podem ser variadas, onde um corredor envolvendo vários municípios como também corredores ripários que envolvam uma única localidade. As matas nessas áreas, além de facilitarem os fluxos biológicos, têm também outras funções vitais para a sustentabilidade da paisagem, tais como: estabilização das margens dos rios, evitando processos acelerados de erosão e colmatagem; retenção de poluentes agrícolas, em particular os compostos por Nitrogênio (PINAY e DÉCAMPS 1988).

Em relação aos corredores que envolvam uma escala regional, esses devem ser largos o suficiente para abranger espécies de vários ambientes para que possam ser seguras para espécies de interior, mais restritas ao seu habitat. Desse modo, pode-se implementar medidas de preservação e conservação dos fragmentos de áreas elevadas (acima de 10.000 ha), que tiveram uma ocorrência de 19 fragmentos na paisagem, como a transformação dos mesmos em reservas protegidas por Lei.

Contudo, toda estratégia tem seus pontos positivos e negativos, e a eficiência na sua aplicação é determinada pelos objetivos que se deseja alcançar. É importante notar que a melhor estratégia deve ser vista caso a caso, e que possivelmente um conjunto de estratégias será adotado numa paisagem, em função do tamanho, da qualidade e da localização de cada fragmento.

A adoção de políticas públicas de conservação e preservação da biodiversidade da vegetação nativa deverá ser estabelecida a partir de um diagnóstico das principais deficiências de cada fragmento da paisagem, daí a importância de estudos que forneçam parâmetros ecológicos da região.

## 6. CONCLUSÕES

As métricas aplicadas na análise da paisagem permitiram traçar um perfil da estrutura da Sub-bacia SF9, onde foi detectado um alto grau de fragmentação, com 77,72% dos fragmentos com área inferior a 10 ha.

Ao mesmo tempo, o índice de forma (Shape) e o índice de área nuclear (CAI) confirmaram que os fragmentos estão sob forte pressão da matriz, o que induz o efeito de borda, reduzindo o número de espécies nesses fragmentos.

Por outro lado, os fragmentos de maior área, apesar de ser a minoria na paisagem, concentram a maior biodiversidade florística da Sub-bacia (SF9), pois têm mais área de núcleo, preservando as espécies de interior, mais sensíveis aos impactos da área de borda.

Em relação às classes analisadas, pode-se concluir que o Cerrado sensu stricto é a fitofisionomia mais bem preservada na sub-bacia SF9.

As fitofisionomias mais ameaçadas pela fragmentação são o Campo Cerrado e o Campo, seguidos pelas Florestas Estacionais Deciduais Montana e Sub-Montana.

As classes de Floresta Estacional Semidecidual Montana, Floresta Estacional Semidecidual Sub montana e Vereda são as mais vulneráveis da paisagem tendo ocorrido em menor número de fragmentos e com menor área,

As principais medidas para conservação e preservação dos fragmentos florestais remanescentes na paisagem, bem como para o aumento da biodiversidade florística na Sub-bacia SF9, são:

- Melhorar a rede de corredores, seja construindo novos ou melhorando os já existentes (aumento de sua largura e qualidade);
- Aumentar a permeabilidade da matriz da paisagem, seja alterando as características das unidades da matriz, tornando-as menos resistentes aos fluxos seja aumentando a densidade de “stepping-stones”.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BENDER, D.J.; CONTRERAS, T.A.; FAHRIG, L. Habitat loss and population decline: a metaanalysis of patch size effect. **Ecology**, v.79, n. 2, p.517-533, 1998.

BERTRAND. G. Paysage et Geographie Physique Globale: Esquisse Methodologique. **Revue Geogrades Pyrenees et du Sud-Quest**. Toulouse, v. 39, nº 3, 1968. P.249-272.

BOTEQUILHA LEITÃO A, AHERN J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. **Landscape and Urban Planning**, 59: 65-93. 2002.

CARVALHO, L. M. T.; OLIVEIRA, A. D.; MELLO, J. M.; ACERBI JUNIOR, F. W.; CAVALCANTI, H. C. ; VARGAS FILHO, R. . Procedimentos para mapeamento. In: Jose Roberto Soares Scolforo; Luis Marcelo Tavares de Carvalho. (Org.). **Mapeamento e inventario da flora nativa e reflorestamentos de minas gerais**. 1 ed. Lavras: Editora UFLA, 2006, v. 1, p. 37-57.

CULLEN, L. **Hunting and biodiversity in Atlantic Forest fragments**, São Paulo, Brazil. Gainesville, FL: University of Florida, 1997. 144p. Thesis of Master of Arts - University of Florida.

DUNSTER, J.; DUNSTER, K. **Dictionary of natural resource management**. Vancouver: University of British Columbia, 1996. 379 p.

FARINA, A. **Principles and methods in landscape ecology**. Londres: Chapman & Hall, 1998. 235 p.

FORMAN, T.T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. New York: Cambridge University, 1997. 632 p.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. Landscape ecology. New York: John Wiley, 1986. 619 p. GLANZ, M. H. Aral Sea Basin: a sea dies, a sea also Rises. **Ambio**, v. 36, n. 4. 2007. P. 323-327.

GRIFFITH, J.A.; MATINKO, E. A.; PRICE, K.P. Landscape structure analysis of Kansas at three scales. **Landscape and Urban Planning**, v. 52, p.45-61, 2000.

HARRIS, L.D. **The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity**. Chicago: University of Chicago. 1984. 229 p.

HESSBURG, P.F.; SMITH, B.G.; SALTER, R.B.; OTTMAR, R.D.; ALVARADO, E. Recent changes (1930s-1990s) in spatial patterns of interior northwest forest, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 136, p.53-83, 2000.

LANG, S. E BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

LEITÃO, A. B. & AHERN, J. 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. **Landscape and Urban Planning**, 59: 65-93.

MALCON, J.R. Edge effects in central Amazonian forest fragments. **Ecology**, v. 75. 1994. p. 2438-2445.

MC GARIGAL, K; MARKS, B. J. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. 122p.

MCGARIGAL, K., S. A. CUSHMAN, M. C. NEEL, and E. ENE. Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. **Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst**. 2002. Disponível em: [www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html)

MERRIAM, G. 1984. Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: BRANDT, J. & AGGER, P. (Eds.), **Proceedings of the first International Seminar on Methodology in Landscape Ecological Research and Planning**. Theme I. International Association for Landscape Ecology, Roskilde, p. 5-15.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, n. 3, p. 445-463, 1999.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? . **Biota Neotropica**, v. 1. n. 1/2, p. 271-287, 2001.

METZGER, J.P. & DÉCAMPS, H. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta O Ecologica** 18: 1-12.

METZGER, J.P.; GOLDENGERB, R.; BERNACCI, L.C. Caminhos da biodiversidade. **Ciência Hoje**, v.25, n.146, p.62-64,1999.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In.: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA,



F. B. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. cap.3, p.51 –76.

NAVEH, Z. & LIEBERMAN, A. **Landscape ecology: theory and application**. Springer-Verlag, New York, 1994

NOSS, R.F. A Regional Landscape Approach to Manitain Diversity. **Bioscience**, v.33, n. 11, 1983. p. 700-706.

PÉRICO, E. REMPEL, C.; ECKHARDT, R.R.; CEMIN, G. Determinação de possíveis áreas de proteção ambiental (APA's) na região da bacia hidrográfica do Rio Forqueta, RS, utilizando métodos de sensoriamento remoto. **Anais do Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental**, n. 3, 2002, p.5.

PÉRICO, E.; AREND, U.; CEMIN, G.; ECKHARDT, R.R.; SECCHI, F.J.; REMPEL, C. Alterações na paisagem da bacia hidrográfica do Rio Forqueta, RS, Brasil. **Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, INPE, 2011, p. 1713.

PINAY, G. AND DÉCAMPS, H. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: a conceptual model. **Regulated Rivers- Research and Management**. V. 2. 1998. p 507-516

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELÄ, J.; SIITONEN, E.J.M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 385-403, 1998.

RAVAN, S.A.; ROY, P.S. Landscape ecological analysis of disturbance gradient using geographic information system in the Madhav National Park, Madhya Pradesh. **Current Science**, v. 68, n. 3, p. 309-315, 1995.

RAYNE, J.W.; BRUNER, M.C. LEVESON, J.B. The importance of edges in the structure and dynamics of forest islands. In: BURGESS, R.L.; SHARPE, D.M. *Forest Island dynamics in man-dominated landscapes*. New York, Springer-Verlag, 1981. p 120-153.

REMPEL, C. **A ecologia de paisagens e suas ferramentas podem aprimorar o zoneamento ambiental? O caso da região política do vale do Itaguari**. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS. 2009.

RODRIGUES, E. **Ecologia de fragmentos florestais no gradiente de urbanização de Londrina – Pr**. São Carlos, 1993.102p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v.5, p. 18-32, 1991.

SCHAMA, S. **Paisagem e memória**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 645 p. SCHELHAS, J. GREEMBERG, R. Forest patches in tropical landscapes. Califórnia: Island Press. 1996: Introduction. p.XV – XXXVI.

SCOLFORO, J.R.S. e CARVALHO, L.M.T. **Mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras: UFLA, 2006. 288p.

SOARES-FILHO, B. **Modelagem da Dinâmica de Paisagem de uma Região de Fronteira de Colonização Amazônica** (Tese de Doutorado), Escola Politécnica da USP. 1998.

STAUFFER, D. Introduction to percolation theory. **Taylor and Francis**, London. 1985.

TAYLOR, P.D., FAHRIG, L., HENEIN, K. & MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**. v 68. 1993. p 571-573.

TROLL, C. **Geoforum**. V. 8, 1971, p. 43-46.

TROLL, C. Luftbildplan anda ökologische Bodenforsechung. **Z. Ges. Erdkunde**. Berlin. 1939. V. 241, n. 98.

TURNER, M.G. Spatial simulation of landscape changes in Georgia: a comparison of transition models. **Landscape Ecology**, 1987. v.1, p.27-39.

TURNER, M.G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**. 20, p. 171-197. 1989.

TURNER, M.G.; CONSTANZA, R.; SKLAR, F. Methods to evaluate the performance of spatial simulation models. **Ecological modeling**, v. 48, p. 1-18, 1989.

TURNER, M.G.; GARDNER, R. H. **Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity**. New York: Springer Verlag, 1990. 536 p.

URBAN, D.L. & SHUGART, H.H. jr. Avian demography in mosaic landscapes: modeling paradigm and preliminary. In: Verner, M.L., Morrisson, M.L. & Ralph, C.J. (Eds.), Wildlife 2000. **Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates**. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, 1986. p. 273-279.

VALENTE, R.O.A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí**, SP. Dissertação de mestrado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”. Piracicaba, São Paulo. 2001.

VOLOTÃO, C.F. de Sá. **Trabalho de análise espacial: Métricas do Fragstats**. INPE, São José dos Campos, São Paulo, SP. 1998.

WIENS, J.A., SCHOOLEY, R.L. & WEEKS, R.D. Jr.. Patchy landscapes and animal movements: do beetles percolate? **Oikos**. 1997. v 78: 257-264.

ZONNEVELD, I.S. Scope and concepts of landscape ecology as an emerging science. In: ZONNEVELD & FORMAN (eds.) **Changing Landscapes**: an ecological perspective. Berlin: Springer-Verlag, 1990, 286p.

## 7. ANEXOS

**QUADRO 1A.** TABELA MOSTRANDO OS FRAGMENTOS CONTIDOS NA PAISAGEM DISTRIBUÍDOS EM CLASSES DE ÁREA.

<b>Amplitude da classe (ha)</b>	<b>Número de fragmentos</b>	<b>Fragmentos (%)</b>
0 - 50	46147	95,03
50 - 100	1154	2,38
100 - 250	693	1,43
250 - 500	272	0,56
500 - 1000	135	0,28
1000 - 2500	93	0,19
2500 - 5000	29	0,06
5000 - 10000	19	0,04
> 10000	19	0,04
<b>Total</b>	<b>48561</b>	<b>100,00</b>

FONTE: DADOS DE PESQUISA, 2011

**QUADRO 1B.** Tabela mostrando os fragmentos distribuídos em classes de índice de forma (SHAPE)

<b>Classe de Índice de Forma (SHAPE)</b>	<b>Número de Fragmentos</b>	<b>Fragmentos (%)</b>
1-2	35310	72,71
2-3	10278	21,17
3-4	1892	3,90
4-5	567	1,17
5-6	236	0,49
6-7	97	0,20
7-8	61	0,13
8-9	31	0,06
9-10	22	0,05
> 10	67	0,14
<b>Total geral</b>	<b>48561</b>	<b>100,00</b>

FONTE: DADOS DE PESQUISA, 2011

**QUADRO 1C.** TABELA MOSTRANDO A DISTRIBUIÇÃO DOS FRAGMENTOS EM CLASSES DE ÍNDICE DE ÁREA NUCLEAR (CAI).

<b>Classes de Índice de área nuclear (CAI)</b>	<b>Número de fragmentos</b>	<b>Fragmentos (%)</b>
0	37034	76,26
0,2053 - 10	6364	13,11
10 - 20	2464	5,07
20 - 30	1230	2,53
30 - 40	714	1,47
40 - 50	369	0,76
50 - 60	231	0,48
60 - 70	108	0,22
70 - 80	36	0,07
80 - 90	11	0,02
90 - 100	0	0,00
<b>Total</b>	<b>48561</b>	<b>100</b>